



Universidad Nacional Mayor de San Marcos

Universidad del Perú. Decana de América

Dirección General de Estudios de Posgrado

Facultad de Ciencias Biológicas

Unidad de Posgrado

**Impacto de la macroalga invasora *Caulerpa filiformis*
(SUHR) Hering, 1841 (Caulerpaceae) sobre las
comunidades macrobentónicas en el Perú**

TESIS

Para optar el Grado Académico de Magíster en Recursos
Acuáticos con mención en Evaluación y Manejo de Recursos
Pesqueros

AUTOR

Silvia Ysabel AGUILAR LUNA

ASESORES

Dr. Mauro Gilber MARIANO ASTOCONDOR

Dr. Roberto URIBE ALZAMORA

Lima, Perú

2019



Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual - Sin restricciones adicionales

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

Usted puede distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir del documento original de modo no comercial, siempre y cuando se dé crédito al autor del documento y se licencien las nuevas creaciones bajo las mismas condiciones. No se permite aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros a hacer cualquier cosa que permita esta licencia.

Referencia bibliográfica

Aguilar, S. (2019). *Impacto de la macroalga invasora Caulerpa filiformis (SUHR) Hering, 1841 (Caulerpaceae) sobre las comunidades macrobentónicas en el Perú*. Tesis para optar grado de Magíster en Recursos Acuáticos con mención en Evaluación y Manejo de Recursos Pesqueros. Unidad de Posgrado, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú.

HOJA DE METADATOS COMPLEMENTARIOS

SILVIA AGUILAR LUNA

- 1) CODIGO ORCID DEL AUTOR: **0000-0001-6123-3287**
- 2) CODIGO ORCID DEL ASESOR: **0000-0001-5054-125X**
- 3) DNI DEL AUTOR: **09431714**
- 4) GRUPO DE INVESTIGACION: **GRUPO DE INVESTIGACION EN ECOSISTEMAS MARINOS Y COSTEROS(ECOMAC)**
- 5) INSTITUCION QUE FINANCIO LA INVESTIGACION: **UNMSM**
- 6) UBICACIÓN GEOGRAFICA DONDE SE DESARROLLO LA INVESTIGACION:
BAHIA SAMANCO: **La Bocana (9°13'57.3"S 78°33'10.5"W)**
 El Polvorín (9°15'30.0"S 78°30'38.3"W)
BAHIA PARACAS: **Atenas (13°49'25.2"S 76°17'45.2"W)**
 Santo Domingo (13°51'03.3"S 76°15'25.5"W)
- 7) AÑOS QUE LA INVESTIGACION ABARCO: **2017-2018**



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS

(Universidad del Perú, DECANA DE AMÉRICA)

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



VICEDECANATO DE INVESTIGACION Y POSGRADO

UNIDAD DE POSGRADO

Exped. N° 176-UPG-FCB-2019

**ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS PARA OPTAR AL GRADO ACADÉMICO DE
MAGÍSTER EN RECURSOS ACUÁTICOS**

Siendo las... 18:05 ... horas del día 03.04.2019 en el Salón de Grados de la Facultad de Ciencias Biológicas, el Jurado de Tesis presidido por:

Mg. Iris Margot Samanez Valer	e integrado por
Dra. Tania Sarith Peña Baca	(Miembro)
Mg. Liliana del Rosario Tapia Ugaz	(Miembro)
Dr. Mauro Gilber Mariano Astocondor	(Asesor)

Se reunió para la sustentación oral y pública de la Tesis para optar al Grado Académico de Magíster en Recursos Acuáticos con mención en Evaluación y Manejo de Recursos Pesqueros, que solicitara la Bachiller Doña **SILVIA YSABEL AGUILAR LUNA**.

Después de darse lectura al Expediente N° 176-UPG-FCB-19, en el que consta haberse cumplido con todas las disposiciones reglamentarias, los señores miembros del Jurado, recepcionaron la exposición de la Tesis Titulada:

“IMPACTO DE LA MACROALGA INVASORA *Caulerpa filiformis* (SUHR) HERING, 1841 (CAULERPACEAE) SOBRE LAS COMUNIDADES MACROBENTÓNICAS EN EL PERÚ”, y formuladas las preguntas, éstas fueron absueltas por la graduando.



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS

(Universidad del Perú, DECANA DE AMÉRICA)

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



VICEDECANATO DE INVESTIGACION Y POSGRADO

UNIDAD DE POSGRADO

Acto seguido el Jurado procedió a la votación la que dio como resultado el calificativo de: *Muy bueno con la nota de 17*

A continuación la Presidente del Jurado de Tesis recomienda que la Facultad proponga que la Universidad le otorgue el grado académico de Magíster en Recursos Acuáticos con mención en Evaluación y Manejo de Recursos Pesqueros a la Bachiller **SILVIA YSABEL AGUILAR LUNA**.

Siendo las *19:35* se levantó la Sesión, recibiendo la graduando las felicitaciones de los señores miembros del Jurado y público asistente.

Se extiende la presente Acta en Lima, a los 03 días del mes de julio del año 2019.

Mg. Iris Margot Samanez Valer
Profesora Principal a D.E.
PRESIDENTE
REGINA N° 11166

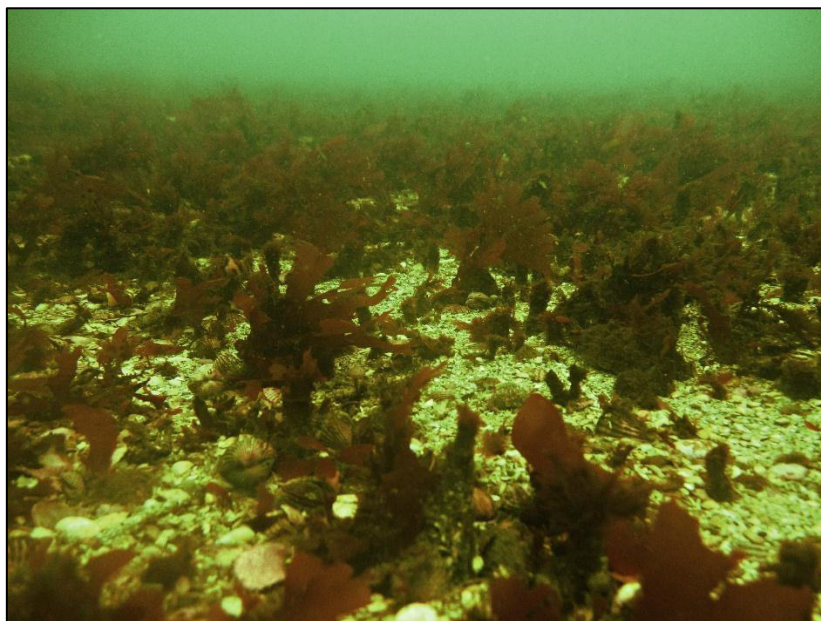
Dr. Mauro Gilber Mariano Astocondor
Profesor Principal a D.E.
ASESOR
REGINA N° 13588

Dra. Tania Sarith Peña Baca
Profesora Auxiliar a T. P.
MIEMBRO

Mg. Liliana del Rosario Tapia Ugaz
Profesora Asociada a D. E.
MIEMBRO



...submareal somero dominado por *Caulerpa filiformis* (Bahía Paracas, Perú).



...submareal somero dominado por tubos de poliquetos y *Rhodymenia* spp. (Bahía Samanco, Perú).

DEDICATORIA

A mis abuelos, Felizardo e Isabel, quienes con tan poco lograron tanto.

A mi papito Gonzalo quien, al lado de Dios, lo siento más cerca que nunca y a mi mamita Marina, gracias por tu enorme amor y tu ejemplo de sacrificio.

Y en especial a mi “motor y motivo”, mi princesa Sofía, hija mía como siempre te digo, todo sacrificio tiene sus frutos y aquí te lo presento.

AGRADECIMIENTOS

Gracias a Dios, que fue mi principal apoyo y motivación para cada día continuar sin tirar la toalla.

Después de DIOS, expreso mi sincera y profunda gratitud a mi asesor el Dr. Mauro Mariano quien estuvo presente en toda la realización y el desarrollo de esta tesis, brindándome su apoyo cuando tenía una pregunta sobre mi investigación o escritura. Asimismo, quiero resaltar la labor de mi amigo y asesor externo el Dr. Roberto Uribe, quien, con su experiencia, apoyo en los muestreos, orientación inestimable, estímulo constante, actitud afectuosa, comprensión, paciencia y crítica saludable incrementó considerablemente mi experiencia. Sin su inspiración continua, no habría sido posible completar este estudio.

Gracias a mi universidad, la gloriosa Decana de América, gracias por haberme formado y en ella, gracias a todos mis profesores y amigos que fueron partícipes de este proceso, ya sea de manera directa o indirecta. Un agradecimiento muy especial a mi legión de alumnos miembros del Laboratorio de Ecología Marina, que me apoyaron en los muestreos de campo y laboratorio; gracias infinitas a cada uno de ustedes y no los nombro individualmente ya que abarcaría más de tres hojas.

Reconozco con enorme gratitud la asistencia financiera brindada por el Programa de Promoción de Tesis de Posgrado para docentes de la UNMSM, sin este aporte económico no se hubiese logrado cumplir con los objetivos de esta tesis.

Por último, pero no menos importante, agradecer a los miembros del jurado a las magister Iris Samanez y Liliana Tapia así como a la Dra Tania Peña por las oportunas sugerencias al borrador de tesis.

CONTENIDO

RESUMEN/ ABSTRACT

1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	4
2.1 Especies invasoras formadoras de hábitats	4
2.2 Macroalgas invasoras	5
2.3 Impacto de <i>Caulerpa</i> spp. sobre las comunidades bentónicas	7
2.4 El problema de <i>Caulerpa filiformis</i> en el Perú	9
3. HIPÓTESIS	13
4. OBJETIVOS	13
4.1 Objetivo general	13
4.2 Objetivos específicos	13
5. MATERIALES Y MÉTODOS	14
5.1 Descripción de los sitios de estudio	14
5.2 Diseño de muestreo	14
5.3 Colecta y procesamiento de las muestras biológicas	18
5.4 Características del sedimento	19
5.5 Análisis estadístico de la información	20
6. RESULTADOS	22
6.1. Características del sedimento	22
6.2. Densidad y composición de especies	23
6.3. Estructura de la comunidad	32
7. DISCUSIÓN	38
8. CONCLUSIONES	44
9. RECOMENDACIONES	45
10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46
11. ANEXOS	59

RESUMEN

Las especies invasoras alteran el funcionamiento de los hábitats al desplazar especies autóctonas y modificar la estructura de sus comunidades una vez establecidas. La expansión de *Caulerpa filiformis* en la costa peruana ha sido observada en zonas altamente productivas y con altos índices de biodiversidad. El objetivo principal del presente estudio es determinar la naturaleza del impacto de las praderas de *C. filiformis* sobre las comunidades bentónicas submareales en el Perú. Para ello se evaluó la dinámica estacional de los organismos que habitan la epifauna e infauna en tres diferentes tipos de hábitat: (1) hábitat bentónico dominado por *C. filiformis*, (2) hábitats dominado por praderas de algas rojas del género *Rhodomenia* y (3) hábitats adyacentes con similares características de sustrato, pero sin presencia de algas, llamados hábitats sin macroalgas. Los muestreos fueron realizados en dos de los lugares con mayor productividad y diversidad de recursos pesqueros del Perú, bahía Samanco y bahía Paracas. Esta actividad se realizó en dos estaciones: agosto/setiembre del 2017 (invierno) y enero/febrero del 2018 (verano). En cada localidad se seleccionaron dos estaciones de muestreo con una distancia mayor a 1000 m entre estación y con diferentes condiciones físicas. Para la colecta de organismos epibentónicos se utilizó un cuadrado de PVC de 50x50cm (n=3). Para la colecta de la infauna se tomó tres muestras de sedimentos, con un core cilíndrico de PVC (10x15 cm), en cada uno de los hábitats. El muestreo se realizó con el apoyo de dos buzos científicos. Todas las muestras fueron colocadas en bolsas plásticas debidamente rotuladas y fijadas con alcohol absoluto para su traslado y posterior análisis en el laboratorio. Los resultados del presente estudio muestran claramente que la presencia de los hábitats formados por *C. filiformis* alteran la comunidad de invertebrados macrobentónicos asociados a la infauna y epifauna en el Perú. Análisis descriptivos e inferenciales muestran que los hábitats formados por *C. filiformis* difieren significativamente con los hábitats de *Rhodomenia* spp. y de aquellos sin macroalgas; estas diferencias entre hábitats no mostraron un patrón espacial y temporal. Las diferencias mostradas entre las zonas con *Rhodomenia* spp. y aquellas sin macroalgas también deberían ser consideradas como un impacto negativo, sin embargo, estas diferencias son cuestionables debido a que *Rhodomenia* spp. son especies residentes y los cambios en sus hábitats son parte de la dinámica de mantenimiento del ecosistema bentónico. Finalmente, el presente estudio muestra que la presencia de *C. filiformis* causa

un impacto negativo en los hábitats de especies residentes como *Rhodomenia* spp. y de aquellos sin macroalgas en las bahías Samanco y Paracas.

Palabras claves: *Caulerpa filiformis*, macroalga invasora, epifauna, infauna, macrobentos, bahía Paracas, bahía Samanco, Perú

ABSTRACT

Invasive species alter the functioning of habitats by displacing native species and modifying the structure of their communities once they are established. The expansion of *Caulerpa filiformis* in the Peruvian coast has been observed in highly productive areas with high biodiversity indexes. The main objective of the present study is to determine the nature of the impact of *C. filiformis* grasslands on the subtidal benthic communities in Peru. To this end, the seasonal dynamics of the organisms inhabiting the epifauna and infauna were evaluated in three different types of habitat: (1) benthic habitat dominated by *C. filiformis*, (2) habitats dominated by red algae grasslands of the genus *Rhodomenia* and (3) adjacent habitats with similar substrate characteristics but with no algae, herein called habitats without macroalgae. The samplings were carried out in two of the places with the highest productivity and diversity of fishery resources of Peru, Samanco and Paracas bays. This activity was carried out in two seasons: August / September 2017 (winter) and January / February 2018 (summer). In each locality, two sampling stations with a distance greater than 1000 m between stations and with different physical conditions were selected. For the collection of epibenthic organisms a square of PVC of 50x50cm (n = 3) was used. For the collection of the infauna, three sediment samples were taken with a cylindrical core of PVC (10x15 cm) in each of the habitats. Sampling was carried out with the support of two scientific divers. All samples were placed in plastic bags duly labeled and fixed with absolute ethanol for transfer and subsequent analysis in the laboratory. The results of the present study clearly show that the presence of the habitats formed by *C. filiformis* alters the community of macrobenthic invertebrates associated with the infauna and epifauna in Peru. Descriptive and inferential analyses show that habitats formed by *C. filiformis* differ significantly from habitats formed by *Rhodomenia* spp. and those without macroalgae with respect to density, species richness and macrobenthic communities in the Samanco and Paracas bays. These differences between habitats did not show a spatial and temporal pattern. The differences shown between *Rhodomenia* spp. and the zone without macroalgae should also be considered a negative impact. However, these differences are questionable because *Rhodomenia* spp. are resident species and its habitat changes are part of the maintenance dynamics of the benthic ecosystem. Finally, the present study shows that *C. filiformis* causes a negative impact on resident species habitats such as *Rhodomenia* spp. and those without macroalgae in the Samanco and Paracas bays.

Keywords: *Caulerpa filiformis*, invasive macroalgae, epifauna, infauna, macrobenthos, Paracas bay, Samanco bay, Peru.

1. INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas son reconocidas como conductoras significantes de cambio global (Ricciardi, 2007), las cuales afectan drásticamente la estructura de las comunidades de invertebrados bentónicos (Glasby et al., 2015). Hay evidencia que sugiere que la frecuencia de estas invasiones se ha incrementado en las recientes décadas (Carlton, 1996, Ruiz et al., 1997; Ricciardi, 2007) y puede continuar (Voerman, 2017). Este incremento es a menudo atribuido al aumento de la población humana, creando más opciones para especies introducidas por humanos (Hulme, 2009). Además, este aumento de especies invasoras mediadas por el hombre parece ser exacerbado por condiciones ambientales rápidamente cambiantes asociadas al cambio climático y otras perturbaciones antropogénicas (Byers, 2002; Marvier et al., 2004).

El incremento de la temperatura a través del cambio climático, es un fenómeno global que altera las condiciones ambientales a escalas regional y local, favoreciendo la invasión de especies exóticas como puede ser el caso del género *Caulerpa*, el cual ha sido reportado en varios lugares del mundo (Glasby et al., 2015). Este género se caracteriza por su alta capacidad de colonización y rápida expansión ocasionando problemas severos en los hábitats marinos al desplazar por competencia a las especies autóctonas (Piazzi et al., 2005). Como consecuencia, se produce un decrecimiento de la abundancia de organismos, pérdida de la biodiversidad y severos cambios fisiológicos (Boudouresque et al., 1995; Vázquez-Luis et al., 2008).

En el Perú, debido posiblemente a malas prácticas acuícolas y pesqueras y su alta capacidad colonizadora y reproductiva, la especie *Caulerpa filiformis* se ha expandido hacia el centro y sur del país (Glasby et al., 2015). Actualmente ocupa extensas bahías y ensenadas donde anteriormente habitaban macroalgas propias de la Corriente de

Humboldt, las cuales proveen de hábitats a diversos organismos infaunales como poliquetos, anfípodos, pequeños moluscos, etc. (R. Uribe, datos no publicados). Además, estas especies de algas son refugio de diversos organismos epibentónicos como grandes caracoles, cangrejos, equinodermos, y forman parte de una serie de procesos ecológicos (e.g., asentamiento de larvas de muchas especies de importancia comercial) que caracterizan el hábitat submareal costero de la Corriente de Humboldt.

Las praderas formadas por *C. filiformis* en el Perú se desplazan rápidamente por toda el área colonizada en forma de densos parches que van desde la zona submareal somera hasta profundidades mayores a 8 m. (Ramírez et al., 2015; Pastor et al., 2017; Pariona, 2018). Las nuevas condiciones estructurales y tróficas que ofrece esta especie a diversos organismos de hábitos epibentónicos y asociados al sedimento pueden modificar los procesos ecológicos que caracterizan el borde costero de la Corriente de Humboldt y generar impactos de tipo económico y social (Pastor et al., 2017).

Diversas exploraciones realizadas en bahía Samanco y bahía Paracas, zonas altamente productivas en el Perú, han permitido observar una disminución de praderas bentónicas submareales formadas por especies de macroalgas rojas, principalmente del género *Rhodymenia* (Uribe et al., 2014; R. Uribe datos no publicados). Estas praderas son hábitats de diversas especies comerciales, cuyo aparente desplazamiento en los últimos años puede deberse a la presencia de *C. filiformis* (Uribe et al., 2014). Si bien se conoce de la expansión de *C. filiformis*, los efectos positivos o negativos que pudieran tener en la abundancia de otros organismos, aún son desconocidos en nuestro país (Pariona, 2018).

Este problema de origen ecológico tiene alta repercusión social ya que las especies desplazadas son estructuradoras de hábitats y principal refugio de organismos comerciales como moluscos, crustáceos y equinodermos. Por lo tanto, al alterar estos

hábitats, se puede modificar parte del ciclo de vida de estas especies de importancia comercial (Campbell et al., 2007). El presente estudio, tiene por objetivo determinar cuál es la naturaleza del impacto ecológico de *Caulerpa filiformis* sobre las comunidades bentónicas submareales en el Perú. Los resultados permitirán generar bases para posteriores tomas de medidas de manejo de recursos y mejoras en el estado de conservación de la biodiversidad y hábitats marinos en el país.

2. ANTECEDENTES

2.1 Especies invasoras formadoras de hábitats

Debido a características físicas (e.g. forma, tamaño) y de comportamiento (e.g. agregación) muchas especies son consideradas organismos formadores de hábitats. En la literatura primaria son conocidos como ingenieros ecosistémicos (*sensu* Jones et al., 1994) debido a que directa o indirectamente modulan la disponibilidad de recursos a otras especies causando cambios de estado físico en materiales bióticos y abióticos (Jones et al., 1994; Teagle et al., 2017). Cuando estas especies son invasoras o introducidas tienen un pronunciado efecto sobre el ecosistema, no solo actuando a nivel de interacciones tróficas (por ejemplo, *bottom up*, *top down*, cascadas tróficas) o competencia, sino que también afectan los procesos físicos, químicos y biológicos (Wallentinus y Nyberg, 2007). Estos cambios transforman el hábitat original, y en muchos casos favorecen la biodiversidad local ya que constituyen áreas de refugio, hábitat, zonas de alimentación, de desove, etc. para otras especies (Jones et al., 1997).

El tunicado sésil *Pyura praeputialis*, originario de Australia, ha colonizado rápidamente la zona intermareal de la costa norte de Chile desplazando otras especies residentes formadoras de hábitats como los mitílidos *Semimytilus algosus* y *Perumytilus purpuratus* (Castilla et al., 2002; Fuentes y Brante, 2014). Castilla et al (2004) muestran que la introducción de esta especie ha ocasionado impacto en la zona intermareal debido a que limita el asentamiento del chorito *P. purpuratus* modificando los patrones locales de zonación. Por otro lado, es necesario conocer el rol ecológico de las principales especies formadoras de hábitats en la costa de Perú, frente a un posible escenario de colonización de *P. praeputialis* u otra especie formadora de hábitats.

Otros hábitats vulnerables en el Pacífico sureste, son los sistemas submareales bentónicos en zonas de alta productividad, como bahías y ensenadas, formados por densas agregaciones de tubos de poliquetos de los géneros *Chaetopterus* y *Diopatra* (Sepúlveda et al., 2015). Estas agregaciones son características de la costa Perú-Chile (Camus, 2001; informes técnicos del Instituto del Mar del Perú), y sirven de estructura para el asentamiento de otras especies como las macroalgas rojas (e.g., *Rhodymenia* spp.) formando asociaciones ecológicas y posteriormente hábitats específicos que benefician la permanencia de la diversidad biológica (Riascos et al., 2016), entre ellas especies de importancia comercial como la concha de abanico *Argopecten purpuratus* (Wolff, 1987; Ortiz et al., 2009; González et al., 2016).

Las especies invasoras sésiles formadoras de hábitats pueden causar un impacto positivo sobre la estructura del hábitat, bioarquitectura y diversidad de especies (Castilla et al., 2002); sin embargo, esto aún es controversial ya que algunas especies pueden ser selectivas. En este sentido, uno de los grupos más estudiados por los científicos alrededor del mundo y que están causando actualmente muchos problemas en cuanto a modificar la dinámica de los ensambles de comunidades marinas son las macroalgas (Rilov y Crooks, 2009).

2.2 Macroalgas invasoras

Las especies de macroalgas marinas invasoras o no nativas a menudo tienen una desproporcionada influencia sobre los procesos ecológicos locales (Occhipinti-Ambrogi y Galil, 2010). A diferencia de las especies de invertebrados invasores formadores de hábitats, las macroalgas ofrecen un hábitat más amplio, debido a su estructura biogénica, incluso albergando, modificando y/o desplazando otras comunidades de macroalgas (Jones y Thumber, 2010; Gestoso et al., 2012). Estudios previos han registrado que la

introducción de estas especies formadoras de hábitats causa impactos en los sistemas bentónicos como alterar el rendimiento individual de organismos (sobrevivencia, crecimiento, reproducción, tamaño) (Levi y Francour, 2004), abundancias, diversidad, estructura comunitaria (abundancias relativas) (Piazzi et al., 2001), función comunitaria (productividad primaria, fijación de nutrientes) (Sánchez y Fernández, 2005) y respuesta a la alimentación (preferencia de especies nativas) (Williams y Smith, 2007). Además de ser las mayores productoras primarias en hábitats bentónicos costeros, forman hábitats que albergan una alta diversidad de otras especies de algas y animales (Schiel y Foster, 2006).

La invasión de especies no nativas puede causar impactos positivos, negativos o neutrales sobre las especies, comunidades o procesos ecológicos, y ser aprovechadas en beneficio del hombre. *Caulerpa* spp. (Davis et al., 2005), *Codium fragile* (Gagnon et al., 2015) y *Undaria pinnatifida* (Bunicontró et al., 2019) son los mejores ejemplos de invasión de macroalgas que han causado riesgos ecológicos respecto generar impactos en los ensamblajes comunitarios bentónicos alrededor del mundo (Williams y Smith, 2007). Por otro lado, la macroalga *Sargassum muticum*, considerada especie invasora, ha causado efecto negativo en el reclutamiento de otras macroalgas (Sánchez y Fernández, 2005), sin embargo, ha sido aprovechada por su alto contenido de productos bioactivos (Casas et al., 2019), al igual que *U. pinnatifida* (Sun et al., 2019).

La fragmentación del hábitat afecta de una forma compleja a los organismos bentónicos dependiendo del tipo de hábitat, ubicación, especies y grupos funcionales (Eggleston et al., 1999; Davis et al., 2005). En consecuencia, la modificación del hábitat generado por los impactos de especies invasoras, tienen directa incidencia en la diversidad de organismos que allí habitan (Bunicontró et al., 2019) y, por ende, en la conservación y salud del hábitat (Graham, 2004).

La introducción y expansión de especies invasoras están relacionadas, principalmente, con el transporte de organismos con fines de cultivo que son trasladados entre países o entre regiones, llevando consigo esporas de macroalgas o larvas (Mendo et al., 2016). Otras causas son los cascos de los barcos, el vertido de aguas de lastre, las malas prácticas de pesca y los escapes accidentales de acuarios (Williams y Smith, 2007). Adicionalmente, las consecuencias del cambio climático (altas temperaturas y acidificación del mar), similar las actividades humanas en el borde costero, contribuyen de manera directa en acelerar la tasa de introducción y expansión de especies exóticas en regiones templadas alrededor del mundo (Scrosati, 2001; Stachowicz et al., 2002; Ruíz et al., 1997; Roth-Schulze et al., 2018). Asimismo, factores intrínsecos de cada especie permitirían el éxito reproductivo de estas especies debido a diferentes estrategias de adaptación como la reproducción asexual vía fragmentación (Khou et al., 2007).

En el estudio realizado por Villaseñor-Parada et al (2018) mostraron que existen 14 especies de macroalgas exóticas en la costa de Chile las cuales presentaban diferentes grados de expansión y con distribución discreta en todo el país. Sin embargo, reconocen que este puede ser un primer paso en el proceso de invasión. Uno de los géneros registrados es *Codium*, el cual también se encuentra en el Perú (*Codium peruvianum*). No obstante, hasta la fecha no se ha registrado ningún evento de explosión demográfica, y solo se han observado individuos solitarios y pequeños parches en las bahías Paracas y Samanco (observación personal). Otra de las especies considerada como invasora registrada en la costa peruana es *Caulerpa filiformis* (Glasby et al., 2015).

2.3 Impacto de *Caulerpa* spp. sobre las comunidades bentónicas

Las especies del género *Caulerpa* son de amplia distribución en zonas tropicales y se encuentran desde el intermareal bajo hasta profundidades que pasan los 20 m (Ortegón et

al., 2015). Las praderas de *Caulerpa* spp. permiten el refugio de organismos en lugares con alto contenido de materia orgánica y limitada renovación de agua (Sánchez et al., 2007). Sin embargo, en los últimos años se ha registrado la presencia de esta especie en aguas templadas (Glasby et al., 2015), causando el desplazamiento por competencia de especies de macroalgas autóctonas o que están establecidas por muchos años (Voerman et al., 2017). De esta forma también ocurre un desplazamiento de las especies asociadas, cambios en su fisiología reproductiva, dispersión de sus patógenos afectando especies locales e introducción de nuevos depredadores (Ceccherelli y Campo, 2002; Pacciardi et al., 2011).

Las praderas de *Caulerpa* han sido reportadas en muchos lugares del mundo como especie invasora o no nativa. *C. ollivieri*, nativa del Mediterráneo, ha sido reportada en el norte y sur del Golfo de México (Ortegón et al., 2015), mientras que la especie *C. taxifolia*, nativa del Océano Índico, ha sido reportada en Sudamérica, Caribe, África, Asia, Hawai, Mediterráneo y Australia (Boudouresque et al., 1995). Por otro lado, Glasby et al. (2015) mostraron que *C. filiformis* tiene una distribución global restringida, siendo encontrada en Sudáfrica y sur de Mozambique (África), norte de Perú (Suramérica) y New South Wales (Australia), con un rango de distribución térmico de 16 a 23°C.

La amplia capacidad de expansión de *Caulerpa* spp. se debe posiblemente al tipo de reproducción (asexual) del género (Williams y Smith, 2007), el cual posee un crecimiento vegetativo muy activo por estolones, desarrollando rizoides, que se fijan muy bien a diferentes tipos de sustratos, ya sea blandos como arena consolidada fina y sustratos duros (Glasby et al., 2015). En este sentido, la propagación de *Caulerpa* spp. puede ser el resultado de este rasgo biológico, ya que cada uno de los fragmentos puede adherirse al sustrato y regenerar en una nueva planta al ser transportados en cortas distancias por las corrientes y en largas distancias por intervención humana (Boudouresque, et al., 1995).

Deudero et al (2011) mostraron cambios funcionales en las comunidades bentónicas del Mediterráneo debido a la invasión de *Caulerpa racemosa* (oriunda de Australia), que desplazó al pasto marino *Posidonia oceánica*. Posteriormente, Cvitkovic et al. (2017) tuvieron similares resultados al estudiar la naturaleza del impacto de *C. taxifolia* sobre las comunidades marinas epibentónicas y de la infauna en el Mar Adriático al ocupar el espacio donde antes estaba *P. oceanica*. Una de las zonas más afectadas por la presencia de *Caulerpa* spp. es el Mar Mediterráneo; estudios previos han demostrado que la presencia de esta macroalga verde afecta a la biota bentónica como por ejemplo las comunidades de foraminíferos (Mateu-Vicens et al., 2010), ensambles de macrobentos (Pacciardi et al., 2011; Maidanou et al., 2017) y la dinámica de los sedimentos (Hendricks et al., 2010).

En las costas del Pacífico Sur, estudios previos han reportado que *C. filiformis* es la especie con mayor rango de expansión (Glasby et al., 2015), causando impactos (positivos o negativos) en las comunidades bentónicas y especies pelágicas que habitan en zonas costeras altamente productivas como bahías y ensenadas (Lanham et al., 2015; Bradley et al., 2018).

2.4 El problema de *Caulerpa filiformis* en el Perú

Actualmente, *C. filiformis* se encuentra presente en Australia, Sudáfrica, Perú y posiblemente Chile, donde se expande a través de extensos y continuos parches desde la zona intermareal hasta el submareal somero (Pillmann et al., 1997; Davis et al., 2005; Cummings y Williamson, 2008; Zhang et al., 2014; Glasby et. al., 2015). En el Perú, *C. filiformis* ha sido reportada históricamente en la costa tropical de Piura, Isla Lobos de Afuera y Lobos de Tierra (Glasby et al., 2015). Sin embargo, estudios previos han

mostrado que esta especie se ha expandido hacia la costa central y sur del Perú (Corriente de Humboldt), colonizando el submareal somero de la Bahía Tortugas (Región Áncash), caleta de Pucusana (Región Lima), Playa El Chaco, Bahía Independencia y Bahía Paracas (Región Ica), (Acosta y Vargas, 2012; Farro y Cesar, 2014; Pastor et al., 2017; Pariona, 2018). Un reciente estudio realizado por Pariona (2018) en bahía Paracas, una de las bahías más productivas del Perú, menciona con detalle la distribución y origen de esta especie en el Perú y el mundo. Por recientes expediciones y encuestas personales se ha podido constatar que desde el 2010 *C. filiformis* se encuentra en Huarney y Bahía Samanco, otras de las localidades más productivas del Perú ubicada en la Región Áncash.

A pesar de la rápida colonización de *C. filiformis* hacia el sur del Perú, hay poco interés en mostrar el impacto de esta macroalga en el Perú. En un intento por abordar esta problemática, Pariona (2018) mostró que la presencia de *C. filiformis* altera los patrones comunitarios de los organismos epibentónicos que habitan en bahía Paracas. Bahía Samanco y bahía Paracas, localidades con altos niveles de productividad en el Perú (García et al., 2013), actualmente son escenarios de la expansión de *C. filiformis* la cual resulta, posiblemente, en una alteración del sistema y posible modificación de los sistemas bentónicos submareales dominados por especies autóctonas o residentes.

Peralta et al (2002) mostraron que *Rhodymenia* spp. y poliquetos tubícolas son especies dominantes en bahía Independencia (Pisco), formando un hábitat particular como parte de los grandes bancos naturales de la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) en el Perú. Esta asociación entre macroalgas y tubos de poliquetos (*Diopatra* sp., *Chaetopterus* sp.) proveen de refugio a diversas especies como pequeños poliquetos, anfípodos, pequeños moluscos, crustáceos y otros (Peralta et al., 2002; García et al., 2013; Uribe et al., 2014; Ramírez et al., 2015; R. Uribe conversación personal) (Fig. 1). Estos hábitats formados por *Rhodymenia* spp. son característicos de la costa peruana e importantes en

el asentamiento de larvas de especies de importancia comercial como la de *A. purpuratus* (Instituto del Mar del Perú, 2005; Alemán et al., 2017).

En hábitats cubiertos por *C. filiformis* en bahía Samanco y bahía Tortugas (Áncash), aunque no ha sido demostrado, hay evidencias de asentamiento larval de *A. purpuratus* (R. Uribe, conversación personal). Kluger et al (2016) mostraron que *A. purpuratus* y una macroalga Caulerpaceae (*C. filiformis*) contribuían con mayor porcentaje a la disimilaridad en Paita (norte de Perú) al comparar escenarios con y sin presión humana. Ellos mencionan que estos resultados coinciden con observaciones hechas por pescadores artesanales los cuales indicaron una positiva relación entre la presencia de *C. filiformis* y la abundancia de *A. purpuratus* sobre el sustrato arenoso.

C. filiformis ocupa actualmente extensos lugares en bahía Paracas y bahía Samanco donde antes habitaban las macroalgas del género *Rhodymenia* (observación personal), principalmente zonas correspondientes a bancos naturales de especies recurso como concha de abanico, caracol y almeja. La interacción ecológica entre especies de la macrofauna que habitan enterrados en el sedimento, llamados infauna y sobre el sedimento, conocidos como epifauna (Fig.1) son indicadores de sistemas bentónicos perturbados (López-Jamar et al., 1984; Dunton et al., 2016; Chapman, 2017; Seitz y Ewers, 2018). Observaciones de buzos artesanales en bahía Samanco han revelado que *C. filiformis* se ha expandido por toda su zona de extracción, y el hábitat formado por una variedad de macroalgas como *Rhodymenia* spp. y otras (*Ulva* spp. y otras algas rojas) se ha reducido, junto a otras especies de importancia comercial como el caracol negro *Thaissella chocolata* y cangrejo peludo *Romaleon polyodon*. Las condiciones oceanográficas y la geomorfología de ambas bahías favorecen la trama trófica formada por varias especies de invertebrados bentónicos de valor comercial, tales como *Argopecten purpuratus* (concha de abanico), *Trachycardium procerum* (pata de mula,

solo en bahía Samanco), *Semele* spp. (almeja), *Donax obesulus* (marucha, mejillón, solo en bahía Samanco), *Tagelus dombeii* (lapicero, pico de pato, solo en bahía Samanco), *Thaisella chocolata* (caracol, caracol negro), las cuales sustentan la pesquería bentónica del país (Berrú y Tressierra, 2007). En bahía Samanco, otras especies como *Panulirus gracilis* (langosta verde), *Crossata ventricosa* (caracol bursa) y *Malea ringens* (caracol bola) también son extraídas para comercio eventualmente (García et al., 2013). Durante eventos El Niño, especies de invertebrados de valor comercial como *Farfantepenaeus californiensis* (langostino), *Atrina maura* (concha hacha) y *Hexaplex brassica* (caracol piña) son reportadas como abundantes dentro de bahía Samanco (Uribe et al., 2014).

En ese sentido, conocer el estado de la abundancia y estructura comunitaria bentónica asociado a estos dos niveles sería clave para poder determinar la naturaleza del impacto generado por especies no autóctonas, como *Caulerpa filiformis* sobre los ecosistemas costeros productivos del Perú.

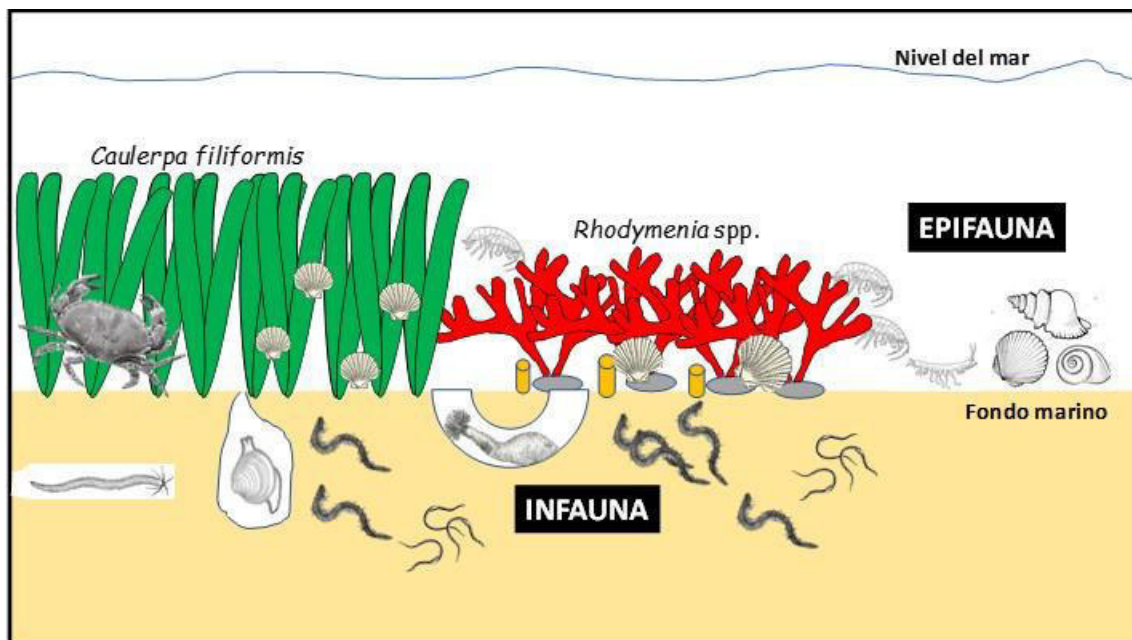


Figura 1. Representación esquemática del hábitat y niveles de vida de la comunidad de invertebrados bentónicos en Bahía Paracas y Bahía Samanco (Elaboración propia).

3. HIPÓTESIS

La presencia del hábitat formado por la macroalga verde *Caulerpa filiformis* altera la abundancia, composición y estructura de las comunidades de invertebrados macrobentónicos en el Perú.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

Determinar la naturaleza del impacto del hábitat formado por la macroalga verde *Caulerpa filiformis* sobre las comunidades de invertebrados macrobentónicos asociados a la epifauna e infauna en dos bahías productivas del Perú.

4.2 Objetivos específicos

- Determinar si existen diferencias en las características del sedimento respecto a la granulometría y materia orgánica entre los diferentes hábitats bentónicos, (*Caulerpa filiformis*, *Rhodymenia* spp. y zona sin macroalgas) en las bahías Paracas y Samanco, en las estaciones de invierno y verano.
- Determinar las diferencias entre la densidad y riqueza de especies de la infauna y epifauna de los diferentes hábitats bentónicos (*Caulerpa filiformis*, *Rhodymenia* spp. y zona sin macroalgas) en las estaciones de invierno y verano.
- Determinar las diferencias entre el ensamble de la comunidad de organismos asociados a la infauna y epifauna en los diferentes hábitats (*Caulerpa filiformis*, *Rhodymenia* spp. y zona sin macroalgas) en las estaciones de invierno y verano.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Descripción de las áreas de estudio

El estudio fue llevado a cabo en dos localidades con altos niveles de productividad en el norte y sur del Perú: bahía Samanco en Áncash y bahía Paracas en Ica, respectivamente. Ambas se encuentran ubicadas frente a focos permanentes de surgencia costera, son consideradas zonas de alta biodiversidad y productividad y sostienen una importante pesquería de peces e invertebrados (Montecino y Lunge, 2009). La bahía Samanco se caracteriza por ser protegida, tener orientación sur, y poseer extensas playas arenosas y bordes costeros rocosos. El hábitat submareal bentónico se caracteriza por presentar fondos blandos y mixtos (gravilla, arena y conchuela) dominados por tubos del poliqueto *Diopatra rizhoicola* y diversas especies de macroalgas, mayormente algas rojas del género *Rhodomenia* (Uribe et al., 2014). Asimismo, esta bahía alberga una alta abundancia de invertebrados, especialmente entre los 0 y 15 m de profundidad que utilizan estos hábitats como zonas de refugio, alimentación y reproducción (Uribe et al., 2014).

Bahía Paracas es más pequeña y con dirección norte. El hábitat bentónico en la localidad de Atenas (Paracas) presenta fondos mixtos con presencia de piedras, conchuelas enteras y partidas, roqueríos y algas errantes. Ambas bahías (Samanco y Paracas) son bancos naturales de *A. purpuratus*, los cuales han sido explotados y seriamente amenazados por actividades de extracción intensiva y maricultura (Hunt, 2010).

Actualmente, gran parte del submareal somero de ambas bahías se encuentra cubierto por la macroalga verde *Caulerpa filiformis*, la cual ha homogenizado todo el fondo marino (observación personal). Estas representan zonas de refugio para muchas especies marinas en todo el submareal somero sobre los 8-10 m de profundidad en ambas bahías. Por otro

lado, el hábitat formado por tubos de los poliquetos *Diopatra rizhoicola/Chaetopterus* sp. y la macroalga *Rhodymenia* spp. se observó reducido y fue difícil encontrar. En bahía Samanco este hábitat se observó bajo los 10 m de profundidad. Conversaciones personales con buzos artesanales, pescadores y buzos marisqueros pulmoneros indicaron que antes de la presencia de *C. filiformis*, el fondo marino estaba cubierto por estos hábitats dominados por macroalgas rojas. Actualmente, *Rhodymenia* spp presentó baja cobertura en ambas bahías (entre 60 a 40%), a excepción de Santo Domingo (bahía Paracas) donde no se encontró este hábitat.

Con la finalidad de cumplir con los objetivos específicos planteados en el presente estudio y para efecto de análisis y una mejor comprensión de los resultados, el hábitat autóctono formado por diversas especies de macroalgas será llamado *Rhodymenia* spp. de aquí en adelante, ya que la mayoría de especies registradas pertenecen a este género. Finalmente, el hábitat adyacente sin presencia de macroalgas fue considerado como “sin macroalgas”.

5.2 Diseño de muestreo

Los trabajos de campo en las Bahías de Samanco (Fig. 2) y Paracas (Fig. 3) se realizaron en dos estaciones: invierno de 2017 (agosto-setiembre) y verano de 2018 (enero-febrero). Las estaciones de muestreo se establecieron de acuerdo a la presencia de las macroalgas *Caulerpa filiformis* y *Rhodymenia* spp, y de sustrato con ausencia de macroalgas. Para el diseño de muestreo se tomó como referencia el estudio realizado por Cvitkovic et al. (2017) en el Mar Mediterráneo.

Se identificaron y delimitaron 4 estaciones de muestreo: La Bocana y El Polvorín en bahía Samanco y Atenas y Santo Domingo en Bahía Paracas (Tabla 1).

En cada estación se seleccionaron tres hábitats bentónicos contiguos: uno dominado por *Caulerpa filiformis* (de aquí en adelante *C. filiformis*), otro dominado por macroalgas

rojas, la mayoría del género *Rhodymenia* (de aquí en adelante *Rhodymenia spp.*) y el último hábitat sin macroalgas.

Asimismo, en cada estación de muestreo, los buzos científicos recolectaron tres réplicas para la colecta de organismos epibentónicos y organismos asociados a la infauna en los tres hábitats, en profundidades comprendidas entre los 8 y 10 m.

Tabla 1. Variables incluidas en el diseño muestral del efecto de *C. filiformis* sobre las comunidades de invertebrados bentónicos en el Perú.

Variables	Bahía Samanco		Bahía Paracas	
Localidad (4)	La Bocana	El Polvorín	Atenas	Santo Domingo
Tiempo (2)	Verano/Invierno	Verano/Invierno	Verano/Invierno	Verano/Invierno
Hábitat (3)	- <i>C. filiformis</i> - <i>Rhodymenia spp.</i> -Sin macroalgas	- <i>C. filiformis</i> - <i>Rhodymenia spp.</i> -Sin macroalgas	- <i>C. filiformis</i> - <i>Rhodymenia spp.</i> -Sin macroalgas	- <i>C. filiformis</i> (*) - Sin macroalgas
Nivel (2)	Epifauna/Infauna	Epifauna/Infauna	Epifauna/Infauna	Epifauna/Infauna
Réplicas (3)/ número de muestras	36	36	36	24

(*) Ausencia de *Rhodymenia spp.*

En bahía Paracas, las zonas fueron seleccionadas considerando los comentarios de pescadores artesanales e informes técnicos del Instituto del Mar del Perú. Sin embargo, al realizar el muestreo, no se encontró el hábitat *Rhodymenia spp.* Por lo tanto, en el muestreo realizado en la localidad de Santo Domingo solo se consideró hábitat de *C. filiformis* y zonas sin macroalgas (Tabla 1).

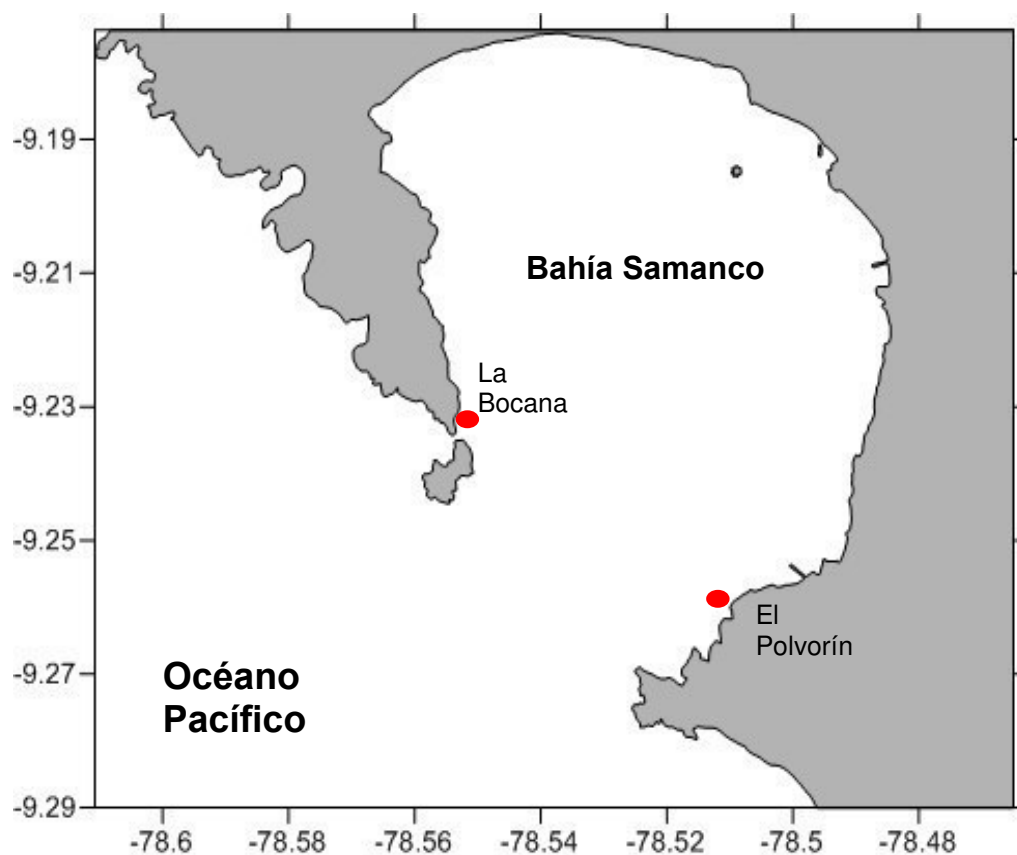


Figura 2. Mapa indicando las zonas de muestreo (puntos rojos) en la Bahía Samanco, Región Áncash.

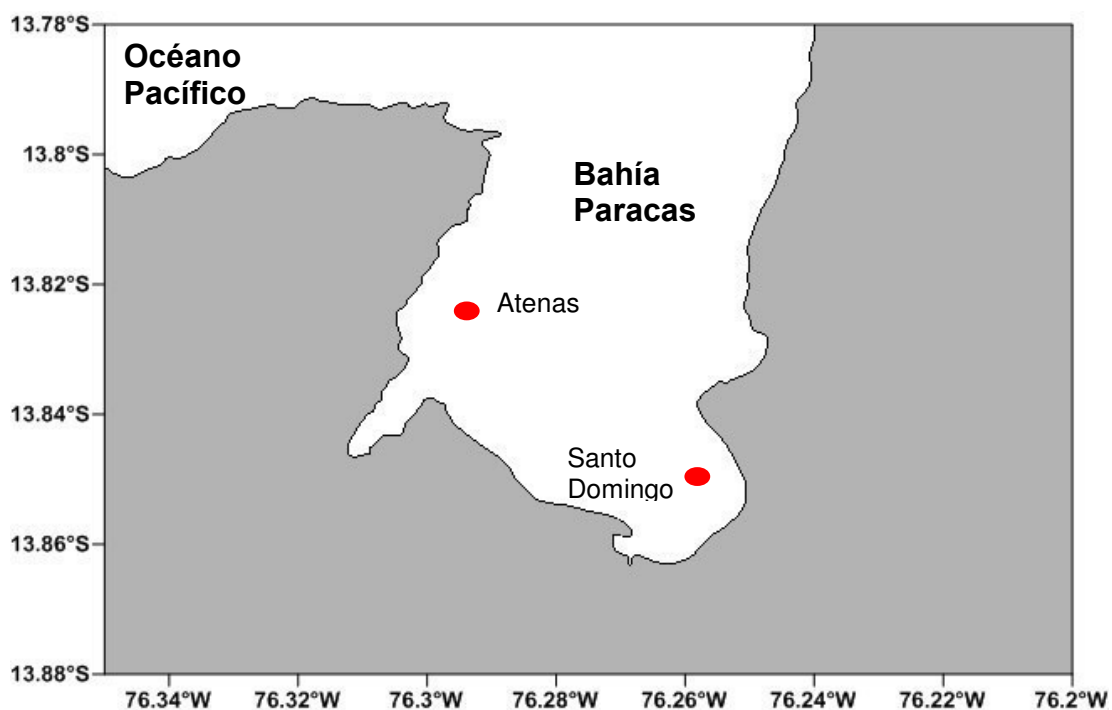


Figura 3. Mapa indicando las estaciones de muestreo (puntos rojos) en la Bahía Paracas, Región Ica.

5.3 Colecta y procesamiento de las muestras biológicas

Para la colecta de organismos epibentónicos, en cada hábitat se lanzó un cuadrante al azar de PVC de 0.25 m², donde se recolectaron todas las macroalgas y organismos invertebrados presentes dentro de la primera capa superficial (aprox. 2 cm) (Fig. 4). Para la recolección de sedimento y posterior análisis de organismos asociados a la infauna, se utilizó un core de PVC de 10 cm de diámetro y 15 cm. de alto (aprox. 628 cm³ de sedimento). Para esto se removió los primeros 2 cm de sedimento y luego se enterró el core hasta obtener la muestra de sedimento (Fig. 5). Las muestras fueron colocadas en bolsas de polietileno rotuladas hasta completar todas las réplicas. En el bote, las muestras fueron fijadas con formalina al 10% para su traslado al laboratorio y posterior análisis. Posteriormente, los organismos de la epifauna fueron desprendidos de las macroalgas y separados por taxas, y las muestras de sedimentos filtradas con tamices de 500 µm.

En el laboratorio se procedió a contar y pesar todos los organismos macrobentónicos colectados, identificándolos hasta el nivel taxonómico más bajo posible con el apoyo de claves de identificación y la experiencia personal. Adicionalmente, en cada hábitat se colectó sedimento en bolsas de polietileno de alta densidad para el análisis de la materia orgánica y granulometría.

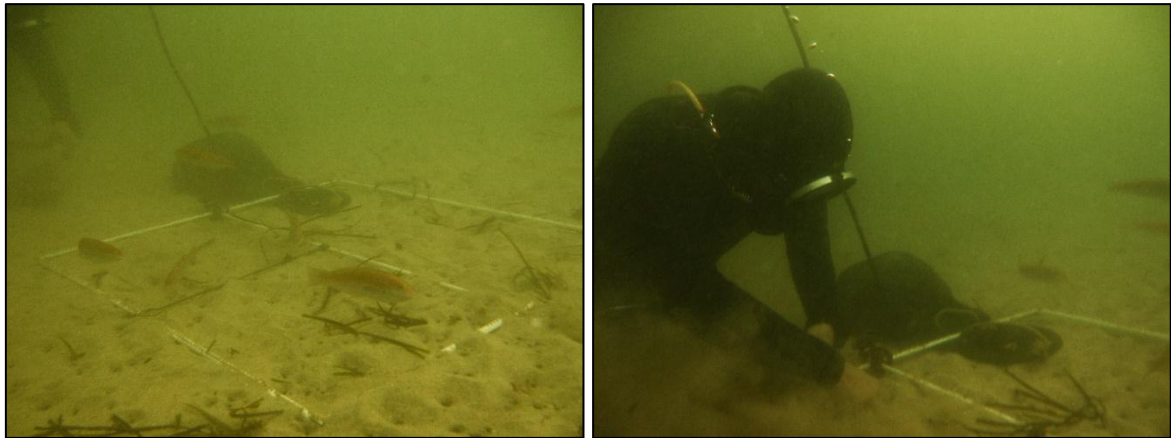


Figura 4. Cuadrata de muestreo ($0,25 \text{ m}^2$) (izquierda) y recolección de organismos epifaunales (derecha). Las imágenes corresponden al muestreo en el hábitat sin macroalgas, bahía Samanco.



Figura 5. Core de muestreo (628 m^3) para la colecta de organismos infaunales. Las imágenes corresponden al muestreo en el hábitat dominado por *C. filiformis*, bahía Paracas.

5.4 Características del sedimento

Con la finalidad de determinar si el hábitat formado por *C. filiformis* modifica el entorno físico del sedimento marino se determinó el contenido de materia orgánica y granulometría en los tres hábitats y en cada localidad.

Después de la recolección de sedimento para el análisis de biológico (infauna), se tomó una muestra de sedimento con la ayuda de un core de muestreo (628 cm^3). La muestra fue colocada en bolsas plásticas debidamente rotulada y trasladadas en una caja conservadora con hielo (4°C) para su posterior análisis. En el laboratorio, el sedimento fue secado en una estufa a 60°C por 24h. Luego 100 g. del sedimento seco fue colocado en una columna

de tamices de diferentes tamaños de apertura, 0,5 mm (Arena gruesa), 0,25 mm (Arena media), 0,125 mm (Arena fina) y 0,063 mm (Limo) (Ingram, 1971).

El contenido de materia orgánica en el sedimento se obtuvo por el método de Dean (1974), el cual consistió en calcinar 100 g de sedimento a 550°C en una mufla eléctrica Thermolyne hasta obtener un peso constante (Velazco et al., 2017).

5.5 Análisis estadístico de la información

Análisis univariado. - En todos los hábitats/localidades se obtuvo el número de especies/taxa (riqueza) y la abundancia (densidad) de la epifauna e infauna como variables respuesta. Para las comparaciones entre factores se utilizó un análisis de varianza con permutaciones entre hábitat y tiempo (estaciones) (ANOVA), basado en el método no restringido, debido al reducido tamaño de muestras, el cual es análogo al tradicional ANOVA (Anderson et al., 2008).

Para determinar el efecto del hábitat formado por *C. filiformis* sobre el sedimento marino (granulometría y materia orgánica) se realizó un ANOVA entre los tres hábitats tomando en cuenta los valores observados en cada muestreo como réplicas. Para detectar diferencias dentro de los grupos se utilizó la prueba de Tukey.

Análisis multivariado. - Respecto a la estructura de la comunidad, la similaridad o disimilaridad de los ensambles de organismos asociados a la epifauna e infauna entre sistemas y entre estaciones (invierno y verano) fueron visualizados a través de análisis de ordenación multidimensional no paramétrico basada en matrices de distancia de Bray-Curtis previa transformación raíz cuadrada de los valores (Clarke y Warwick, 1994). Un análisis de varianza multivariado PERMANOVA fue usado para establecer diferencias entre los ensambles. Debido al bajo número de réplicas (n=3), el valor de probabilidad fue explicado con la prueba de Monte Carlo (MC). La ordenación, exploración y análisis

de los datos fueron realizados en hojas cálculo Excel 2010 y se utilizó el software PRIMER v6 + PERMANOVA.

6. RESULTADOS

6.1 Características del sedimento

En Atenas (bahía Paracas) el porcentaje promedio de materia orgánica fue mayor en el hábitat formado por *Rhodymenia* spp (1,63%) comparado con el hábitat sin macroalgas (0,35%). Por otro lado, en la localidad de Santo Domingo, donde solo se encontraron dos hábitats, el contenido de materia orgánica en el sedimento fue ligeramente mayor en hábitat de *Caulerpa filiformis* (0,53%) que en el sin macroalgas (0,35%). Estos resultados fueron similares en invierno y verano. En bahía Samanco, los resultados mostraron una tendencia distinta debido a que en la localidad El Polvorín se encontró el menor valor promedio de materia orgánica en *C. filiformis* (0,38%) en invierno. Contrariamente, en la estación de verano, el menor valor de materia orgánica se registró en *Rhodymenia* spp. (0,97%). Una comparación a mayor escala considerando cada hábitat en cada localidad/bahía como réplica, mostró que no existen diferencias significativas entre hábitats durante invierno ($p=0,25$) y verano ($p=0,37$). Prueba a posteriori de Tukey mostró que la materia orgánica contenida en *Rhodymenia* spp. es diferente al de la zona sin macroalgas para ambas épocas ($p<0,05$) (Anexo 1).

Respecto a los valores de granulometría, sedimentos de arena muy gruesa y arena media dominaron durante el invierno en el hábitat sin macroalgas en La Bocana y altos valores de arena fina fueron encontrados en *C. filiformis*. Arena muy gruesa y gránulos (grava) dominaron el hábitat de *Rhodymenia* spp. En la localidad de El Polvorín, *C. filiformis* y sin macroalgas tuvieron similar composición (Anexo 1). A diferencia de bahía Samanco, en la localidad de Atenas (bahía Paracas) los sedimentos de *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas fueron similares. En verano, la composición varió pero mantuvo un patrón similar. Los menores valores correspondieron a limo para todos los hábitats y estaciones (Fig. 6, Anexo 1).

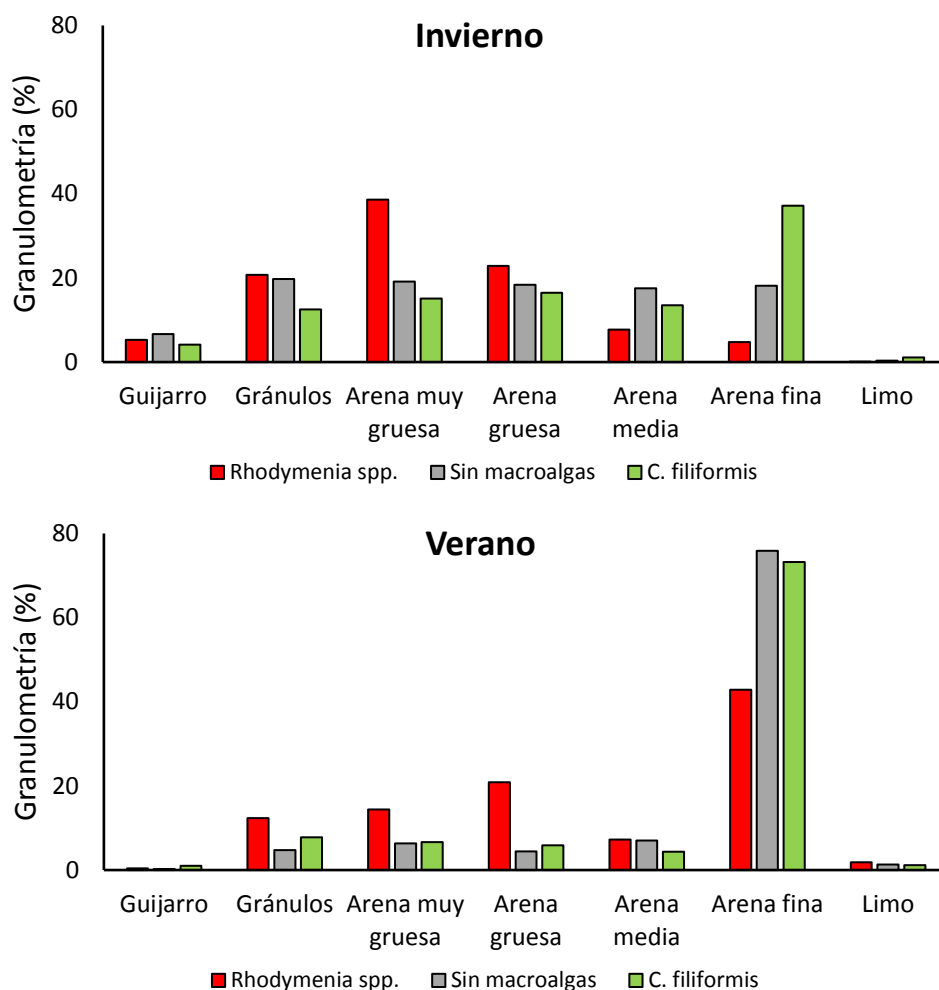


Figura 6. Granulometría (%) en los tres sustratos para todas las localidades en invierno y verano.

6.2 Densidad y composición de especies

En Bahía Paracas se recolectaron un total de 420304 individuos de la epifauna y 2894 individuos asociados a la infauna. Respecto a la epifauna, el mayor número de individuos fue registrado en el hábitat dominado por *C. filiformis* en Atenas durante el verano (80294 ± 41413 ind./0,25m²) y en Sto. Domingo durante el invierno (41769 ± 41324 ind./0,25m²) (Fig. 7). Las especies/taxas que aportaron con las mayores abundancias a estos resultados fueron Tanaidacea (44068 ind./0,25m²) en Atenas e Ischyroceridae 1 (33349 ind./0,25m²) en Sto. Domingo (Fig. 7).

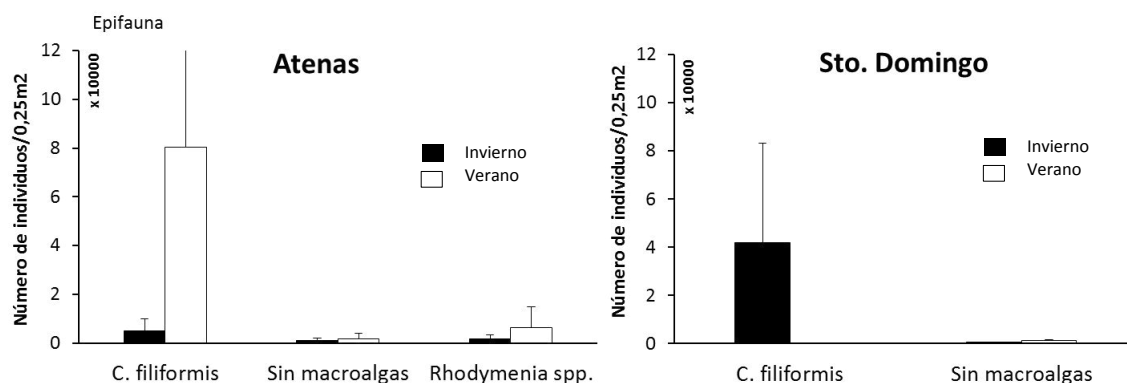


Figura 7. Densidad de individuos epifaunales registrados en hábitats con *C. filiformis*, *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas en Atenas y Santo Domingo, Bahía Paracas.

Respecto a la infauna, la presencia de *C. filiformis* no alteró la densidad de individuos. En Atenas, el mayor número de individuos fue registrado en el hábitat dominado por *Rhodymenia* spp (221 ± 214 ind./ 628cm^3) durante el verano. En Sto. Domingo, el mayor número de individuos infaunales fueron registrados en el hábitat sin macroalgas (226 ± 112 ind./ 628cm^3). Las especies/taxas que aportaron con las mayores abundancias a estos resultados fueron Nematoda (166 ± 220 ind./ 628cm^3) en Atenas y anfípodos de la familia Corophiidae (90 ± 61 ind./ 628cm^3) en Sto. Domingo (Fig. 8).

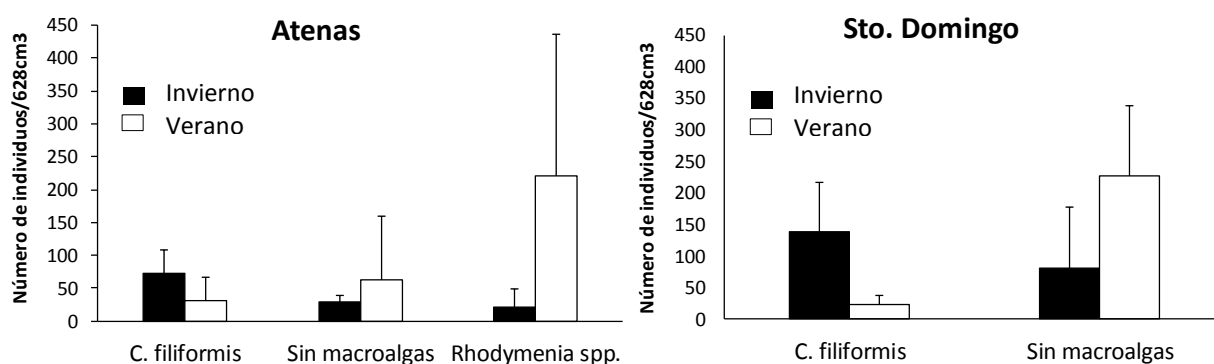


Figura 8. Densidad de individuos infaunales registrados en hábitats con *C. filiformis*, *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas en Atenas y Santo Domingo, bahía Paracas.

La riqueza de especies de organismos epifaunales en Atenas mostró valores similares entre hábitats variando entre 23 y 26 especies/taxas. En la localidad de Santo Domingo los resultados fueron diferentes, el hábitat sin macroalgas mostró los mayores valores con un total de 25 especies/taxas (Fig. 9).

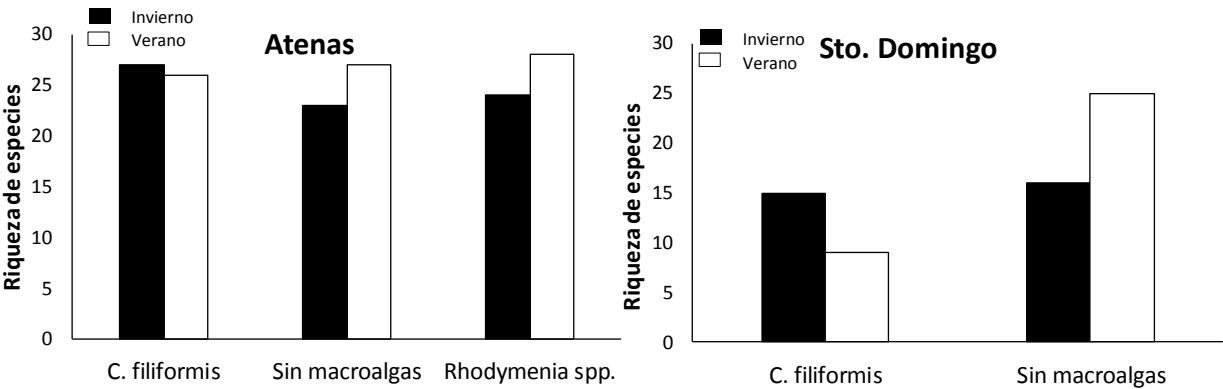


Figura 9. Riqueza de especies epifaunales registrados en hábitats con *C. filiformis*, *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas en Atenas y Santo Domingo, bahía Paracas.

Con respecto a la infauna, similares resultados mostraron los mayores valores en el hábitat sin macroalgas con 16 especies/taxas en Atenas y 13 en especies/taxas en Sto. Domingo (Fig. 10).

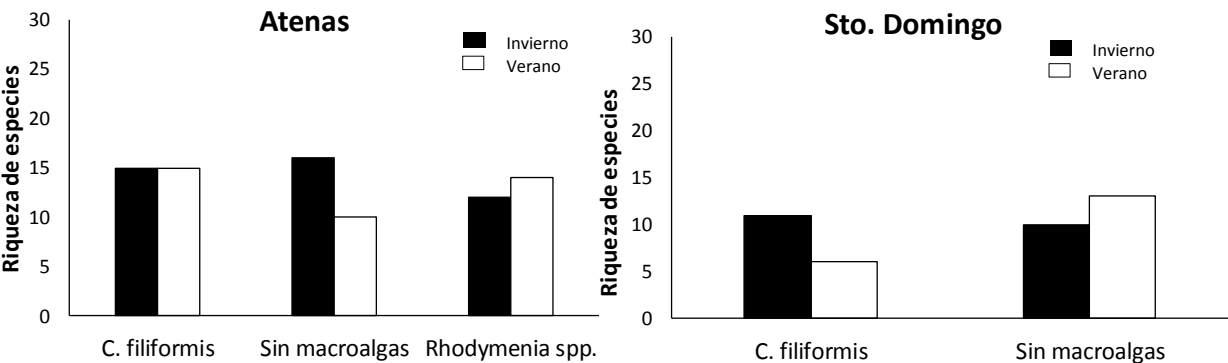


Figura 10. Riqueza de especies infaunales registrados en hábitats con *C. filiformis*, *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas en Atenas y Santo Domingo, Bahía Paracas.

Bahía Samanco presentó menores abundancias. Se recolectaron un total de 54420 individuos distribuidos en 41688 individuos epifaunales y 12732 individuos de la infauna.

Respecto a la epifauna, el mayor número de individuos fue registrado en el hábitat dominado por *Rhodymenia* spp. en El Polvorín (3669 ± 1396 ind./0,25m²) y La Bocana durante el invierno (2574 ± 1387 ind./0,25m²) (Fig. 11). Las especies/taxas que aportaron con las mayores abundancias a estos resultados fueron *Caecum chilensis* ($1\,104 \pm 956$ ind./0,25m²) en El Polvorín y el anfípodo Photidae 2 ($985 \pm 1\,255$ ind./0,25m²) en La Bocana.

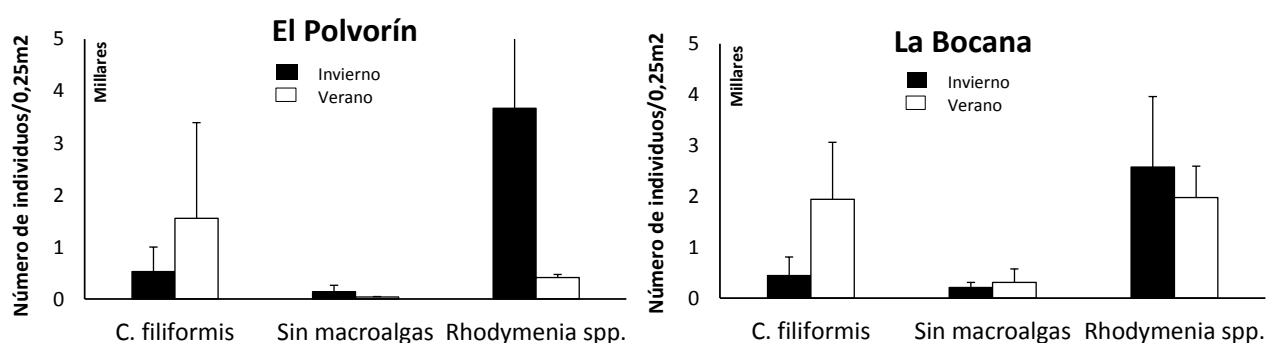


Figura 11. Número de individuos epifaunales registrados en hábitats con *C. filiformis*, *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas en El Polvorín y La Bocana, Bahía Samanco.

Respecto a la infauna, el mayor número de individuos fue registrado en el hábitat sin macroalgas en la localidad de El Polvorín (605 ± 277 ind./628cm³) durante la estación de invierno. Contrariamente, en la localidad de La Bocana el mayor número de individuos fue registrado en el hábitat dominado por *C. filiformis* (850 ± 165 ind./628cm³). Las especies/taxas que aportaron con las mayores abundancias a estos resultados fueron el molusco gasterópodo *Caecum chilensis* (371 ± 251 ind./ 628cm³) en El Polvorín y poliquetos de la familia Capitellidae (312 ± 304 ind./ 628cm³) en La Bocana (Fig. 12).

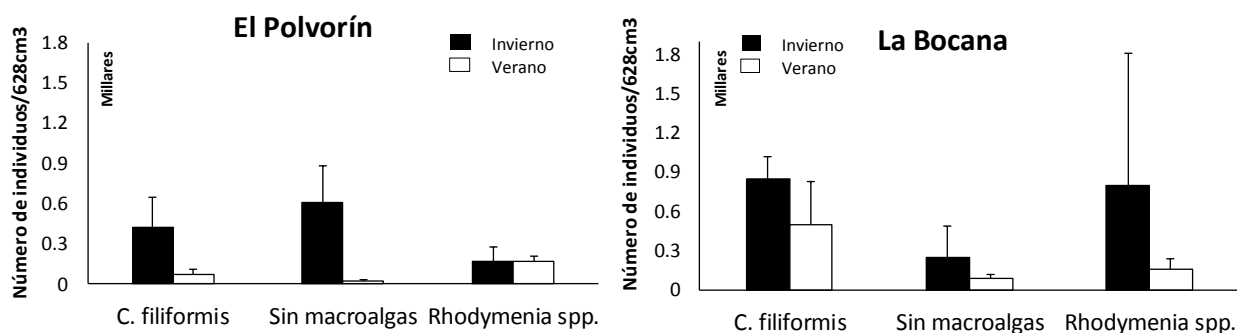


Figura 12. Número de individuos infaunales registrados en hábitats con *C. filiformis*, *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas en El Polvorín y La Bocana, Bahía Samanco.

Los resultados del análisis del ANOVA con permutaciones, mostraron la existencia de diferencias significativas en la abundancia de la epifauna en verano para los hábitats con *C. filiformis* comparado con *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas en Atenas, Bahía Paracas, pero no entre *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas (Tabla 2). Estos resultados muestra que *C. filiformis* altera la epifauna ya que existen diferencias significativas entre los hábitats reidentes. Por otro lado, la infauna no presentó diferencias en las localidades y entre invierno/verano, excepto Sto. Domingo donde existe diferencia significativa entre *C. filiformis* y sin macroalgas (Tabla 3). Estos análisis mostraron que la presencia de hábitats formados por *C. filiformis* alteraron la densidad de invertebrados, principalmente de la epifauna y durante la estación de verano. Respecto a la riqueza de especies, el ANOVA solo mostró diferencias significativas en Santo Domingo para la epifauna durante el invierno y verano (Tabla 4), e infauna durante el verano (Tabla 5).

Tabla 2. ANOVA de la abundancia de organismos de la epifauna en bahía Paracas. *C. filiformis* (C), *Rhodymenia* spp. (R), sin macroalgas (D).

Epifauna		Invierno		Verano		
Atenas	T	p(perm)	p(MC)	T	p(perm)	p(MC)
C, D	1.3568	0.1987	0.2411	3.2836	0.0977	0.032
C, R	1.0517	0.4007	0.3525	3.0254	0.1014	0.0378
D, R	0.73703	0.5985	0.4953	0.92941	0.5023	0.4025
Santo Domingo						
	T	p(perm)	p(MC)	T	p(perm)	p(MC)
C, D	1.7319	0.1025	0.1545	14.808	0.0995	0.0002

Tabla 3. ANOVA de la abundancia de organismos de la infauna en bahía Paracas. *C. filiformis* (C), *Rhodymenia* spp. (R), sin macroalgas (D).

Infauna		Invierno		Verano		
Atenas	T	p(perm)	p(MC)	T	p(perm)	p(MC)
C, D	1.9348	0.3015	0.1276	0.53632	0.8999	0.6188
C, R	1.9517	0.2007	0.1206	1.5099	0.2017	0.2099
D, R	0.56292	0.6057	0.5955	1.1629	0.3017	0.3039
Santo Domingo						
	T	p(perm)	p(MC)	T	p(perm)	p(MC)
C, D	0.80315	0.5025	0.4583	3.12	0.0996	0.0378

Tabla 4. ANOVA de la riqueza de organismos de la epifauna en bahía Paracas. *C. filiformis* (C), *Rhodymenia* spp. (R), sin macroalgas (D).

Epifauna		Invierno		Verano		
Atenas	T	p(perm)	p(MC)	T	p(perm)	p(MC)
C, D	0.63246	0.7042	0.5631	0.42444	0.7914	0.6967
C, R	0.13868	1	0.8946	0.17277	1	0.8731
D, R	0.36927	0.7936	0.7301	0.50312	0.8025	0.6451
Santo Domingo						
	T	p(perm)	p(MC)	T	p(perm)	p(MC)
C, D	4.086	0.1037	0.0154	4.1576	0.1019	0.0166

Tabla 5. ANOVA de la riqueza de organismos de la infauna en bahía Paracas. *C. filiformis* (C), *Rhodymenia* spp. (R), sin macroalgas (D).

Infauna		Invierno		Verano		
Atenas	T	p(perm)	p(MC)	T	p(perm)	p(MC)
C, D	7.07E-09	1	1	0.45227	0.7978	0.6747
C, R	1.4	0.3986	0.2327	1.0607	0.6973	0.3436
D, R	1.4924	0.4074	0.2119	0.97333	0.6037	0.3937
Santo Domingo						
	T	p(perm)	p(MC)	T	p(perm)	p(MC)
C, D	0.67082	0.7991	0.5354	3.5	0.0984	0.0226

La riqueza de especies de organismos epifaunales en El Polvorín mostró mayores valores en el hábitat dominado por *Rhodymenia* spp. Similar tendencia mostró la localidad de La Bocana (Fig. 13). Con respecto a la infauna, los mayores valores de riqueza de especies fueron registrados en el hábitat dominado por *C. filiformis* en el Polvorín y La Bocana (Fig. 14).

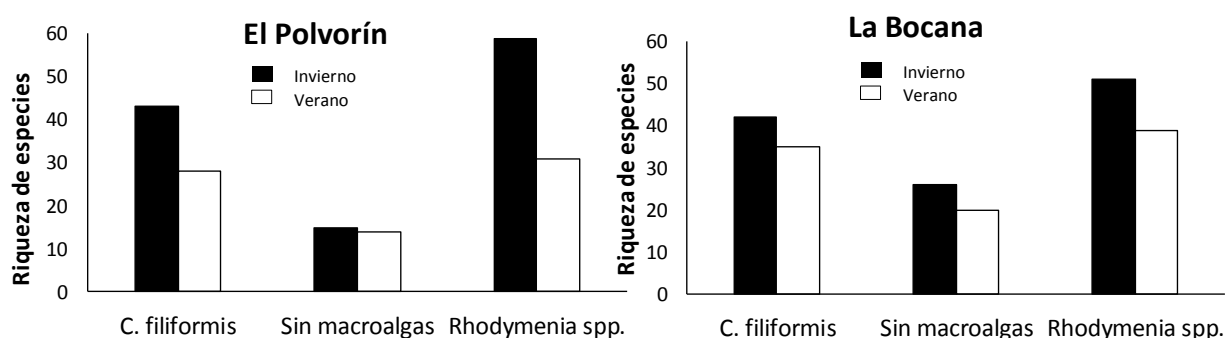


Figura 13. Riqueza de especies epifaunales registrados en hábitats con *C. filiformis*, *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas en El Polvorín y La Bocana, bahía Samanco.

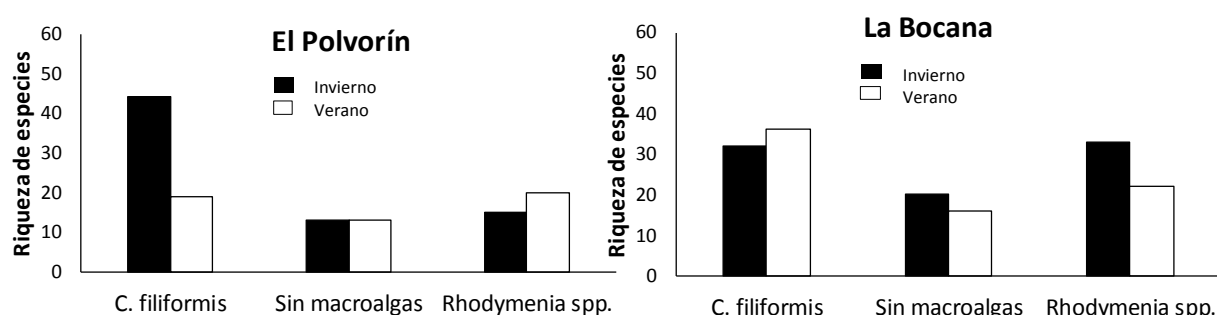


Figura 14. Riqueza de especies infaunales registrados en hábitats con *C. filiformis*, *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas en El Polvorín y La Bocana, bahía Samanco.

ANOVA detectó diferencias significativas en la abundancia de la epifauna que habita *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas en ambas localidades en invierno, y solo entre *C. filiformis* y *Rhodymenia* spp. en verano (Tabla 6). Similar tendencia presentó la abundancia de organismos de la infauna de *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas en El Polvorín en invierno, y entre los tres hábitats en verano (Tabla 7). La riqueza presentó diferencias entre *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas en invierno, y *C. filiformis* y *Rhodymenia* spp. en verano (Tabla 8). Similar tendencia presentó la riqueza de la infauna (Tabla 9).

Tabla 6. ANOVA de la abundancia de organismos de la epifauna en bahía Samanco.

Epifauna		Invierno		Verano		
	T	p(perm)	p(MC)	T	p(perm)	p(MC)
El Polvorín						
C, D	1.3785	0.0992	0.1046	1.4253	0.1059	0.2092
C, R	3.6898	0.1013	0.1357	1.0735	0.6953	0.5361
D, R	4.3566	0.097	0.0394	10.65	0.0989	0.0683
La Bocana						
C, D	1.0596	0.0971	0.0954	2.4561	0.1018	0.0596
C, R	2.5725	0.1007	0.2078	4.78E-02	0.099	0.0431
D, R	2.9451	0.1065	0.0287	4.3167	0.1006	0.0546

Tabla 7. ANOVA de la abundancia de organismos de la infauna en bahía Samanco.

Infauna		Invierno		Verano		
	T	p(perm)	p(MC)	T	p(perm)	p(MC)
El Polvorín						
C, D	0.89248	0.1012	0.0745	2.4222	0.1033	0.0848
C, R	1.7594	0.1011	0.158	2.6669	0.2039	0.192
D, R	2.5581	0.0975	0.0435	5.3929	0.0959	0.0585
La Bocana						
C, D	3.6087	0.3973	0.3395	2.1341	0.1009	0.0684
C, R	9.12E-02	0.1016	0.2242	1.7256	0.1052	0.0482
D, R	0.92184	0.0972	0.1526	1.4177	0.1003	0.027

Tabla 8. ANOVA de la riqueza de organismos de la epifauna en bahía Samanco.

Epifauna		Invierno		Verano		
	T	p(perm)	p(MC)	t	p(perm)	p(MC)
El Polvorín						
C, D	6.4874	0.0992	0.1046	1.75	0.1059	0.2092
C, R	5.8977	0.1013	0.1357	1.7321	0.6953	0.5361
D, R	22.45	0.097	0.0394	8.0432	0.0989	0.0683
La Bocana						
C, D	2.2634	0.0971	0.0954	3.8032	0.1018	0.0596
C, R	1.4056	0.1007	0.2078	0.84623	0.099	0.0431
D, R	3.6342	0.1065	0.0287	2.8971	0.1006	0.0546

Tabla 9. ANOVA de la riqueza de organismos de la infauna en bahía Samanco.

Infauna		Invierno		Verano		
	T	p(perm)	p(MC)	t	p(perm)	p(MC)
El Polvorín						
C, D	7.7483	0.1012	0.0745	1.1043	0.1033	0.0848
C, R	5.7775	0.1011	0.158	0.508	0.2039	0.192
D, R	0.43301	0.0975	0.0435	1.8383	0.0959	0.0585
La Bocana						
C, D	1.2852	0.3973	0.3395	2.1922	0.1009	0.0684
C, R	1.44E-08	0.1016	0.2242	0.95065	0.1052	0.0482
D, R	1.3555	0.0972	0.1526	2.2627	0.1003	0.027

C. filiformis (C), *Rhodomenia* spp. (R), sin macroalgas (D).

En total se registraron 23 grupos taxonómicos y 154 especies/taxa. Annelida, Gasteropoda, Amphipoda, Bivalvia y Decapoda fueron los que presentaron mayor número de especies. En Bahía Samanco se registraron 134 especies pertenecientes a 21 grupos taxonómicos y en Bahía Paracas 84 especies pertenecientes a 16 grupos taxonómicos (Tabla 10). La epifauna mostró mayor número de grupos taxonómicos que la infauna (Anexos 3 – 10).

Tabla 10. Número total de los grupos taxonómicos presentes en cada bahía.

Grupo taxonómico (GT)	Bahía Paracas	Bahía Samanco	Total
Amphipoda	8	16	
Annelida	20	34	
Bivalvia	12	19	
Brachiopoda	1		
Caridea	1	1	
Chordata		1	
Cirripedia	1	1	
Cnidaria	4	2	
Copepoda	1	1	
Cumacea	1		
Decapoda	9	11	
Echinoidea		1	
Gasteropoda	17	35	
Hemichordata		1	
Holothuroidea		1	
Isopoda		1	
Nematoda	2	1	
Nemertea		1	
Ophiuroidea	2	2	
Ostracoda	1	1	
Platyhelminthes	3	2	
Sipuncula		1	
Tanaidacea	1	1	
Total especies	84	134	
Total GT	16	21	23

6.3 Estructura de la comunidad

En Bahía Paracas, el patrón general de la distribución de la estructura de la comunidad total, tomando en cuenta infauna y epifauna en una sola matriz, diferencia claramente tres comunidades que serían conformados por las macroalgas y el hábitat sin macroalgas (Fig. 15). El hábitat dominado por *C. filiformis* mostró mayor disimilaridad, lo que indica que el ensamble de especies que ocupa este hábitat puede estar condicionado por una combinación de factores asociados al hábitat, localidad o estación (Fig. 15).

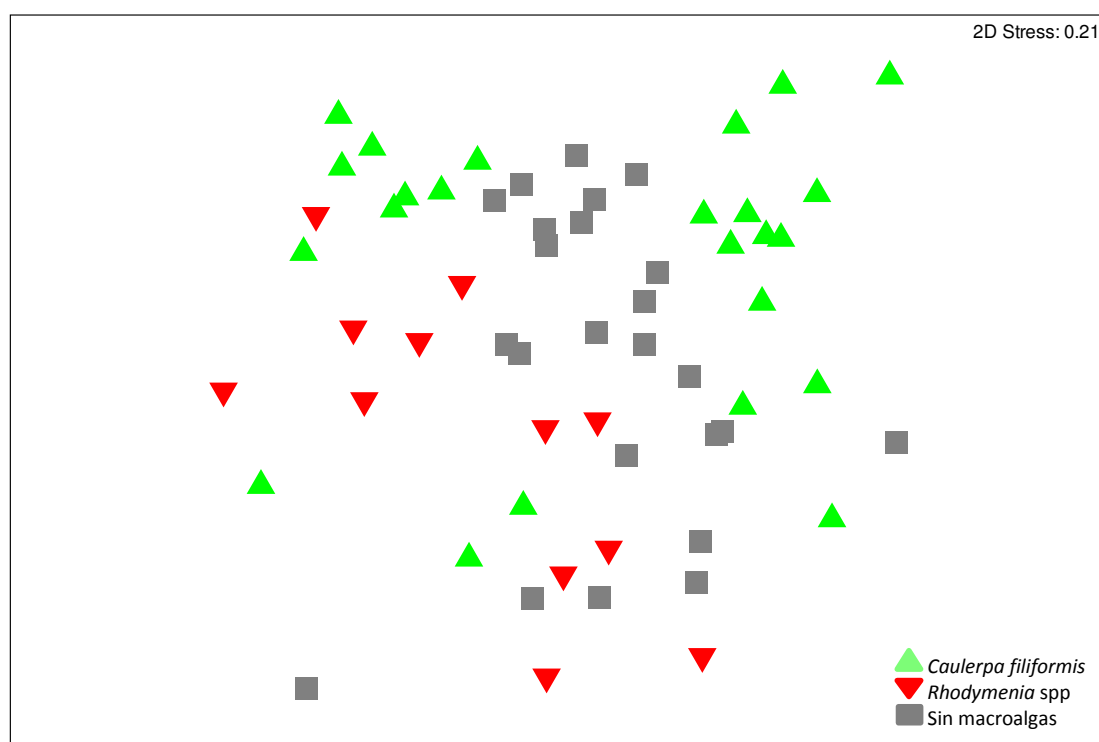


Figura 15. Análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico (MDS) basado en el número de individuos total registrados incluyendo infauna y epifauna en hábitats dominados por los hábitats *C. filiformis*, *Rhodymenia* spp y sin macroalgas en bahía Paracas.

Respecto a la estacionalidad, la estructura de organismos epibentónicos mostró las mayores disimilaridades en invierno. Durante el verano el hábitat dominado por *C. filiformis* diferenció localidades, a diferencia del hábitat sin macroalgas donde la disimilaridad fue menor. El hábitat dominado por *Rhodymenia* spp. tuvo similar comportamiento entre invierno y verano (Fig. 16).

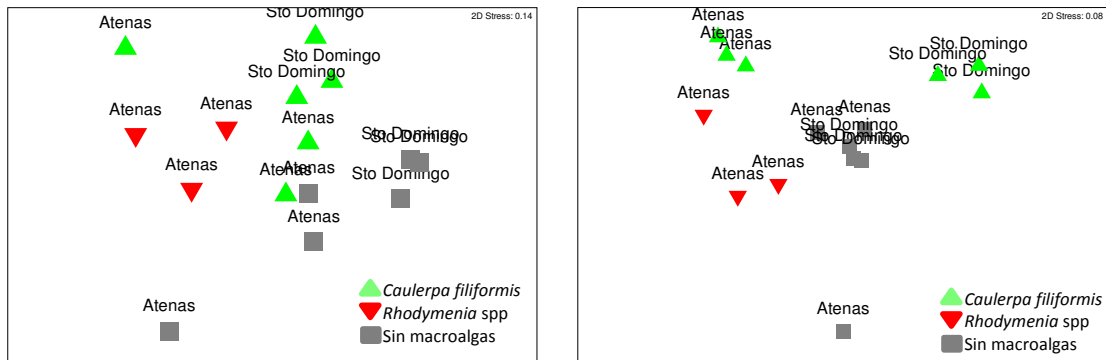


Figura 16. Análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico basado en el número de individuos de la epifauna en invierno y verano, registrados en hábitats dominados por *C. filiformis*, *Rhodymenia* spp y sin macroalgas en Atenas y Santo Domingo, bahía Paracas.

La estructura de la comunidad de organismos asociados a la infauna mostró un similar patrón en invierno, sin embargo, en verano la comunidad formada por la presencia de *C. filiformis* mostró mayor disimilaridad que las comunidades de los otros hábitats (Fig. 17).

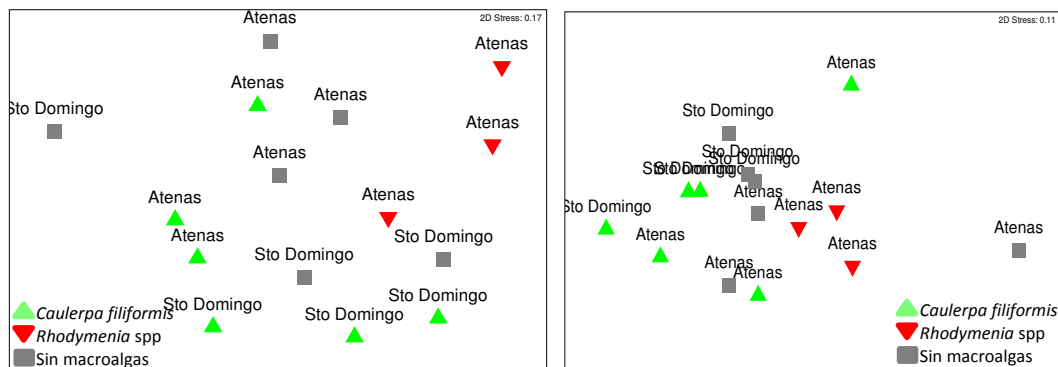


Figura 17. Análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico basado en el número de individuos de la infauna en invierno y verano, registrados en hábitats dominados por *C. filiformis*, *Rhodymenia* spp y sin macroalgas en Atenas y Santo Domingo, bahía Paracas.

PERMANOVA detectó diferencias significativas entre la estructura comunitaria epibentónica formada por *C. filiformis* y los hábitats autóctonos (Tabla 11) en Atenas y Santo Domingo durante el verano. Respecto a la estructura de organismos asociados a la infauna, PERMANOVA solo detectó diferencias ($p < 0,05$) en Santo Domingo durante el verano (Tabla 12).

Tabla 11. PERMANOVA de la estructura de comunidad de la epifauna en bahía Paracas. *C. filiformis* (C), *Rhodymenia* spp. (R), sin macroalgas (D).

Epifauna		Invierno			Verano	
Atenas	T	p(perm)	p(MC)	t	p(perm)	p(MC)
C, D	1.1233	0.3024	0.321	1.9784	0.1025	0.0436
C, R	1.5853	0.102	0.1012	2.3778	0.1048	0.0225
D, R	1.9811	0.0995	0.04	1.4421	0.1005	0.1318
Santo Domingo						
Atenas	T	p(perm)	p(MC)	t	p(perm)	p(MC)
C, D	3.0644	0.1081	0.0057	3.1054	0.0994	0.006

Tabla 12. PERMANOVA de la estructura de comunidad de la infauna en bahía Paracas. *C. filiformis* (C), *Rhodymenia* spp. (R), sin macroalgas (D).

Infauna		Invierno			Verano	
Atenas	T	p(perm)	p(MC)	T	p(perm)	p(MC)
C, D	1.426	0.1011	0.1417	0.85907	0.9013	0.5768
C, R	1.7908	0.102	0.0541	1.2031	0.2053	0.2665
D, R	1.2887	0.1012	0.2041	0.89137	0.7002	0.5136
Santo Domingo						
Atenas	T	p(perm)	p(MC)	T	p(perm)	p(MC)
C, D	0.96931	0.6098	0.4524	2.3039	0.1056	0.0257

A diferencia de bahía Paracas, en bahía Samanco, el ensamble de la comunidad total (infauna y epifauna) que habita en *C. filiformis*, mostró menos disimilaridad (Fig. 18).

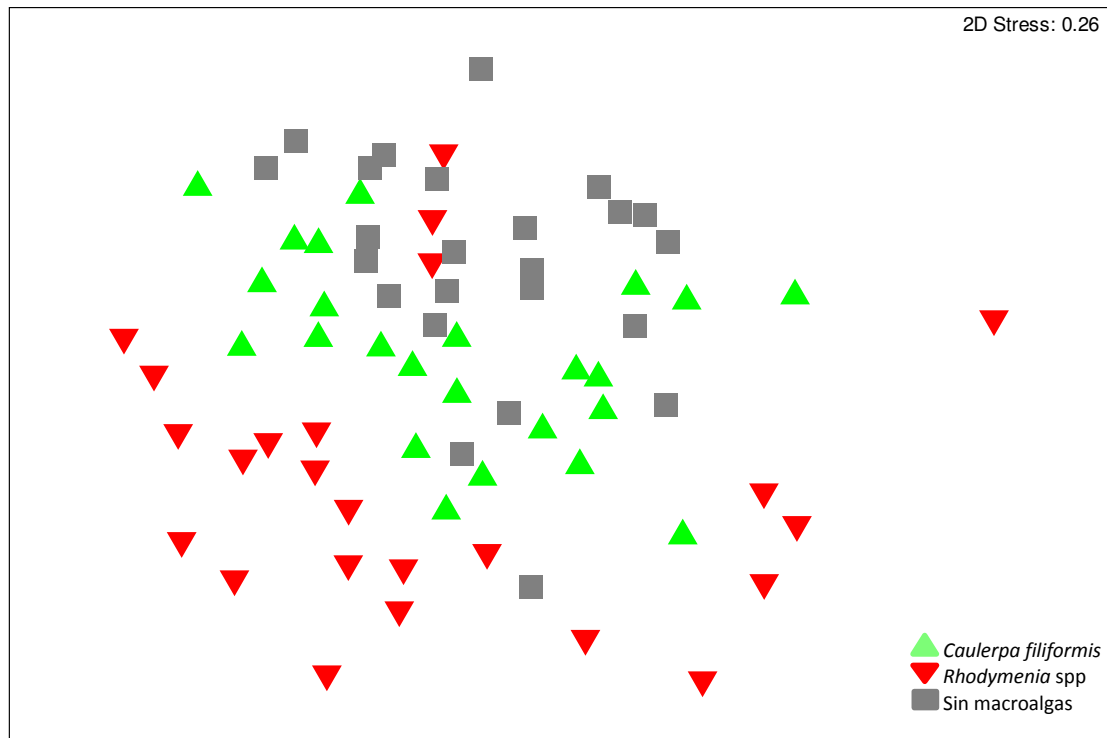


Figura 18. Análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico basado en el número total de individuos registrados, incluyendo infauna y epifauna, en hábitats dominados por *C. filiformis*, *Rhodymenia* spp y sin macroalgas en El Polvorín y La Bocana, bahía Samanco.

La distribución temporal de organismos epifaunales en Bahía Samanco mostró similares patrones, mayor disimilaridad entre hábitats sin macroalgas y hábitats dominados por *C. filiformis* y *Rhodymenia* spp. Entre ambas comunidades, la disimilaridad fue más baja en la localidad de La Bocana. Respecto al ensamble asociado al hábitat sin macroalgas durante el invierno, El Polvorín presentó las más bajas disimilaridades (Fig. 19).

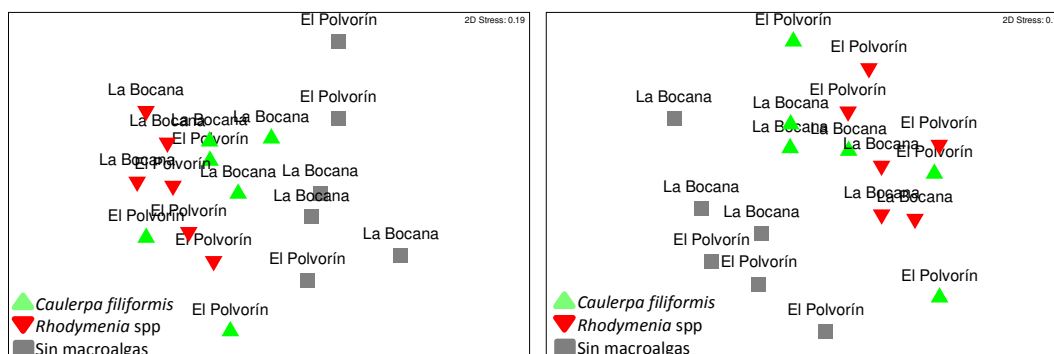


Figura 19. Análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico basado en el número de individuos epifaunales en invierno y verano, registrados en hábitats dominados por *C. filiformis*, *Rhodymenia* spp y sin macroalgas en El Polvorín y La Bocana, bahía Samanco.

Respecto a los organismos infaunales, la comunidad de El Polvorín, asociada al hábitat sin macroalgas durante el invierno, mostró baja disimilaridad con la comunidad asociada a *Rhodymenia* spp. Contrariamente, durante el verano la comunidad que habita el hábitat sin macroalgas presentó alta disimilaridad con los otros hábitats (Fig. 20)

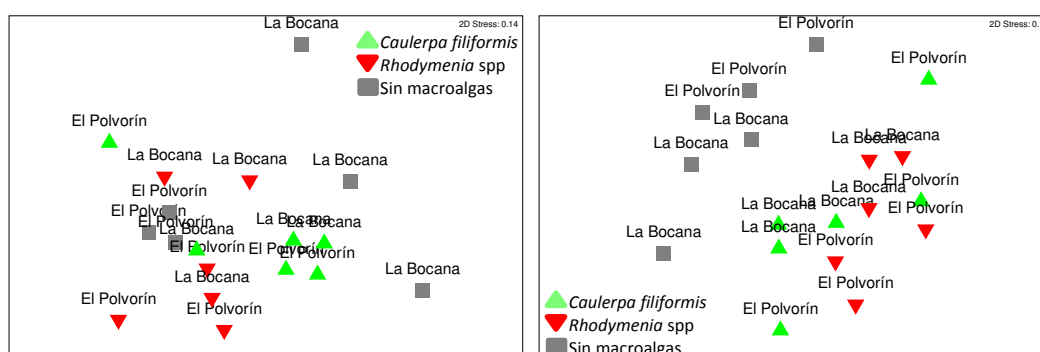


Figura 20. Análisis de escalamiento multidimensional no paramétrico basado en el número de individuos infaunales en invierno y verano, registrados en hábitats dominados por *C. filiformis*, *Rhodymenia* spp y sin macroalgas en El Polvorín y La Bocana, bahía Samanco

A diferencia de Bahía Paracas, los análisis inferenciales (PERMANOVA) de la estructura de la comunidad en Bahía Samanco, evidenciaron diferencias entre *Rhodymenia* spp. y sin macroalgas durante invierno para la epifauna (Tabla 13) y para la infauna solo se detectó diferencias en El Polvorín (Tabla 14). Durante la estación de verano PERMANOVA solo detectó diferencias en la localidad de La Bocana entre *Rhodymenia*

spp y los otros dos hábitats para la comunidad asociada a la epifauna (Tabla 13) e infauna (Tabla 14).

Tabla 13. PERMANOVA de la estructura de comunidad de la epifauna en bahía Samanco. *C. filiformis* (C), *Rhodomenia* spp. (R), sin macroalgas (D).

Epifauna		Invierno		Verano		
	t	p(perm)	p(MC)	t	p(perm)	p(MC)
El Polvorin						
C, D	1.5702	0.0923	0.1026	1.269	0.0982	0.2202
C, R	1.5152	0.1003	0.1424	0.89113	0.6987	0.533
D, R	2.0599	0.0997	0.0398	1.658	0.0993	0.061
La Bocana						
C, D	1.5397	0.1029	0.099	1.7904	0.1023	0.062
C, R	1.2813	0.0982	0.2066	1.9889	0.0966	0.0451
D, R	2.015	0.0978	0.0273	1.7951	0.1009	0.055

Tabla 14. PERMANOVA de la estructura de comunidad de la infauna en bahía Samanco. *C. filiformis* (C), *Rhodomenia* spp. (R), sin macroalgas (D).

Infauna		Invierno		Verano		
	t	p(perm)	p(MC)	t	p(perm)	p(MC)
El Polvorin						
C, D	1.7798	0.0949	0.0731	1.6043	0.1005	0.0873
C, R	1.3876	0.0986	0.1557	1.327	0.2017	0.1886
D, R	1.9181	0.0936	0.0423	1.7536	0.101	0.0617
La Bocana						
C, D	1.1132	0.4045	0.3273	1.7608	0.0977	0.0715
C, R	1.2519	0.0998	0.2212	1.9045	0.1041	0.0426
D, R	1.3745	0.1002	0.1489	2.1694	0.1004	0.0282

7. DISCUSIÓN

Los resultados del presente estudio muestran que la presencia de los hábitats formados por *C. filiformis* alteran la densidad, riqueza y estructura del ensamble de macroinvertebrados bentónicos de la infauna y epifauna en el Perú. Los análisis univariados y multivariados muestran diferencias entre hábitats, y el impacto que genera la presencia de *C. filiformis* a los hábitats bentónicos formados por especies nativas como *Rhodymenia* spp. y zonas adyacentes sin presencia de macroalgas. Estas diferencias varían entre localidad y estación (invierno 2017- verano 2018).

Las diferencias mostradas en resultados del contenido de materia orgánica (MO) y cambios en el tamaño de grano del sedimento respecto a la presencia de *C. filiformis* y *Rhodymenia* spp. versus la zona sin macroalgas son similares a estudios previos realizados en el Mediterráneo (Cvitkovic et al., 2017). Ellos mostraron que la vegetación (hábitats dominados por *Caulerpa taxifolia* y *Posidonia oceánica*) tuvo un claro impacto sobre las propiedades del sedimento debido a que estos proporcionan mayor cantidad de materia orgánica por el desprendimiento y asentamiento de sus frondas. Esta característica de especies formadoras de hábitats es explicado por Levins y Lewontin (1985) donde mencionan que la vegetación mitiga el efecto del movimiento del agua ya que estos organismos transforman la estructura de su ambiente. Además, bajas condiciones hidrodinámicas dentro de los hábitats con vegetación favorecen el asentamiento y acumulación de materia orgánica y finas partículas de sedimento (Hendricks et al., 2010; Gallucci et al., 2012).

Las bajas diferencias entre el contenido de materia orgánica de los hábitats sin vegetación y los hábitats con presencia de macroalgas se debe posiblemente a la configuración geográfica de cada bahía y su particular hidrodinámica (Velayarce, 2016). Por ejemplo, bahía Samanco es semi cerrada con mayor intensidad de corriente cerca a la bocana de

bahía con flujos en sentido horario y antihorario, los cuales están asociados a los gradientes de calor y fuertes vientos invernales (Velayarce, 2016, IMARPE, 2009). A pesar de que los hábitats con macroalgas pueden retener material orgánico, esta característica física de bahía Samanco puede indicar a la estacionalidad como un forzante en la disponibilidad y dispersión de materia orgánica en zonas sin macroalgas. Aun así, *C. filiformis* en El Polvorín (invierno) y *Rhodymenia* spp. en La Bocana (verano) presentaron menores valores de materia orgánica que el hábitat sin macroalgas. Por otro lado, en bahía Paracas estas diferencias del contenido de materia orgánica entre hábitats, con y sin macroalgas, puede ser explicado en relación a las características de las especies formadoras de hábitats, ya que ésta bahía presenta corrientes débiles y mayor acumulación de materia orgánica, principalmente en la localidad de Santo Domingo (Maldonado, 1988; Velazco y Solís, 2000).

Los resultados también mostraron que la presencia de arena (arena fina) estuvo más asociado a *C. filiformis* en invierno y verano. Esta es una característica de especies del género *Caulerpa* (Box et al., 2010), las cuales al homogenizar el sustrato, sus frondas y estolones atrapan mayor cantidad de sedimentos de arena, la cual puede ser positivo para la abundancia y riqueza de especies (Argyrou et al., 1999; Box et al., 2010). Por lo tanto, al no necesitar un sustrato fijo *C. filiformis* puede expandirse hacia zonas con mayor sedimentación de arena y fango como Santo Domingo en bahía Paracas, y otros lugares dentro de bahía Samanco como Caleta El Dorado (R. Uribe, conversación personal). Por otro lado, estos resultados podrían compararse con futuros estudios referente a la preferencia de sustrato de *C. filiformis* ya que esta especie actualmente está presente en zonas rocosas en bahía Samanco (observaciones personales).

Las diferencias mostradas en resultados de la abundancia y riqueza de especies no mostraron un patrón en común entre *C. filiformis* y los otros hábitats. Esto podría ser

debido las condiciones locales y bajo número de réplicas utilizadas (Box, 2008; Reiss et al., 2009). Futuros estudios deberían estar referidos a aumentar el esfuerzo de muestreo en ambas escalas temporal y espacial. Otra de las consecuencias por las cuáles las diferencias entre hábitats no mostraron un claro patrón podría ser la alta densidad de especies con rasgos funcionales relacionados a epifauna/infauna, ya que habitan sobre el sedimento por un tiempo y luego se entierran (Belley y Snelgrove, 2007; Reiss et al., 2009). En el presente estudio, los grupo Tanaidaceae y Ostracoda, de hábitos epifauna/infauna (Prada y Bernasconi, 2019), fueron muy abundantes entre la epifauna en *C. filiformis* y área sin macroalgas. Respecto a la infauna, Ostracoda presentó altas densidades en *Rhodymenia* spp. y área sin macroalgas.

La alta capacidad de expansión de *Caulerpa* ha sido estudiada en el Mediterráneo por diversos autores (Boudouresque et al., 1995; Bellan-Santini et al., 1996; Meinesz et al., 2001; Galil, 2007; Moreno et al., 2011). Especies de este género de macroalga pueden crecer y homogenizar rápidamente el sustrato en zonas someras y con alto grado de perturbación (Pariona, 2018), mostrando cierto grado de resistencia a condiciones adversas que pueden inhibir el asentamiento y colonización de otras especies de macroalgas (Piazzi et al., 2005; Gennaro y Piazzi, 2014). En el presente estudio, a diferencia de *Rhodymenia* spp., *C. filiformis* fue encontrada con coberturas del 100% en localidades con alto flujo de corriente (La Bocana), asociada al cultivo suspendido intensivo de *A. purpuratus* (El Polvorín), zonas con alto aporte de material orgánico humano y retención de masas de agua (Santo Domingo) y en un área dentro de una zona protegida (Atenas). Esto debido a que *Caulerpa* presenta mayor tolerancia a procesos desfavorables de asentamiento y colonización como la sedimentación y contaminación (Airoldi, 2003; Glasby et al., 2005; Pariona, 2018).

La presencia de *C. filiformis* en las bahías de Samanco y Paracas debe ser considerada como impacto negativo debido a que modifica la abundancia, riqueza y estructura del ensamble de los hábitats bentónicos residentes (Cvitkovic et al., 2017). A pesar de haber mostrado el incremento en densidad y riqueza en organismos de la epifauna e infauna, aún se desconoce cuál es el impacto que genera estos cambios en los niveles tróficos superiores en el interfaz bento-pelágico (Bradley et al., 2018). Estudios previos alrededor del mundo muestran similares resultados, indicando que hábitats dominados por especies nativas o residentes son alterados por el establecimiento de *Caulerpa* spp. (Cevik et al., 2012; Cvitkovic et al., 2017). En este estudio se muestra que los ensambles formados por la macroalga *Rhodymenia* spp. tampoco tienen un patrón en las diferencias respecto al hábitat sin macroalgas, por lo tanto esto también puede ser asumido como un impacto negativo, sin embargo, estas diferencias son cuestionables debido a que las praderas que forman *Rhodymenia* spp. no homogenizan el sistema bentónico y además es un hábitat residente.

Reciente estudio muestra que después de una perturbación física en los hábitats costeros se facilita un aumento de la abundancia y propagación vegetativa de *C. filiformis* y una vez establecido, el efecto de *C. filiformis* es más agresivo y causa un impacto negativo al ecosistema bentónico frente a la presencia de *Sargassum* spp, un hábitat nativo (Airoldi, 2003; Glasby et al., 2005). Además, los parches recién colonizados dentro del hábitat de *Caulerpa* alojaron una comunidad menos diversa en comparación con los parches de hábitat de *Sargassum* spp. (Zhang et al., 2014). En el presente estudio los ensambles formados por organismos epifaunales e infaunales presentaron mayor disimilaridad entre réplicas en los hábitats formados por *C. filiformis*, contrariamente, los patrones de la estructura del ensamble de *Rhodymenia* spp. mostraron un suave patrón de similaridad en todos los niveles, localidades y tiempos.

La hipótesis que soporta una posible expansión de *C. filiformis* desde la zona norte de Perú donde está establecida hace muchos años, hacia la zona centro y sur, podría ser debido a una contaminación cruzada (Kluger et al., 2016). Una de las actividades que ha tenido mayor auge los últimos años en el país, ha sido el cultivo de *A. purpuratus* en varias localidades del Perú (Mendo et al., 2008; Mendo et al., 2016; Klugger et al., 2016). Este cultivo se realiza a través de una estructura suspendida donde se controla la densidad según el tamaño de los ejemplares, además, los pescadores informales parcelan el fondo marino y concentran individuos pequeños (semillas) los cuáles son traídos de localidades del norte del Perú donde existen densos y continuos parches de *C. filiformis* (Alcázar y Mendo, 2008; Mendo et al., 2008).

Como parte de esta actividad de cultivo, la semilla de concha de abanico se traslada desde otra localidad sin tomar en cuenta los organismos que vienen adheridos a los ejemplares o el material que se utiliza para el transporte (en la mayoría de los casos). Esto se lleva a cabo usualmente entre las ciudades de Paíta (extremo norte de Perú) e Isla Lobos de Afuera hacia localidades del sur como Bahía Los Chimus, Bahía Samanco, Pucusana y Bahía Paracas (Mendo et al., 2016). Esta práctica acuícola en el Perú se viene desarrollando con más intensidad durante los últimos 10 años, el mismo tiempo que se ha reportado, por parte de los pescadores, la rápida expansión local de *C. filiformis* en diferentes localidades hacia el centro y sur del Perú.

Los resultados también muestran la situación actual de los hábitats bentónicos en bahía Samanco y bahía Paracas respecto a la presencia de *C. filiformis*, habitando el espacio físico donde poco antes estuvo dominado por la macroalga autóctona *Rhodomenia* spp. (observación de buzos artesanales). En bahía Samanco se logró encontrar zonas donde aún persiste la presencia de macroalgas rojas foliosas como *Rhodomenia* spp. frente a la alta capacidad colonizadora de *C. filiformis*. Por otro lado, en bahía Paracas se pudo

observar que los hábitats dominados por *Rhodymenia* spp. se encuentran reducidos y al borde de una posible extinción local. Esto ocasionó dificultades con el diseño de muestreo y se realizaron varias expediciones previas de buceo para encontrar los sitios de estudio. Antecedentes revisados en la primera sección indican que esto podría ser causado por la alta capacidad de expansión de *C. filiformis*.

Finalmente, los hábitats formados por *C. filiformis* causan un impacto en los hábitats residentes en las bahías Samanco y Paracas que puede ser asumidos como negativos, debido a que las diferencias mostradas por *Rhodymenia* spp., respecto a un hábitat adyacente sin macroalgas, son propias de un hábitat residente. Para una adecuada gestión de los servicios y bienes de un ecosistema acuático es importante determinar los impactos que podría generar la introducción de una nueva especie (Cevik et al., 2012; Villaseñor-Parada et al., 2018). Al respecto, conocer la extensión de los efectos de las especies invasoras sobre el funcionamiento del hábitat es fundamental para la conservación (Camus, 2005; Castilla y Neill, 2009). Por este motivo, se hace necesario dar a conocer el efecto que tiene *C. filiformis* sobre las praderas de macroalgas locales, con la finalidad de proponer medidas de gestión para el monitoreo, control y un adecuado aprovechamiento de los hábitats marinos en el Perú. La metodología propuesta en la presente tesis, basada en el estudio realizado por Cvitkovic et al. (2017) y Box et al. (2010), debería ser utilizada para monitorear la naturaleza del impacto de *C. filiformis* en zonas con alta biodiversidad como bahías, ensenadas e islas a lo largo de la costa peruana.

8. CONCLUSIONES

1. El contenido de materia orgánica en el sedimento fue mayor en las localidades donde estuvo presente el hábitat *Rhodymenia* spp. El contenido de arena fina fue más alto en verano para todos los hábitats, sin embargo, *Rhodymenia* spp. presentó los mayores porcentajes de otros gránulos en invierno y verano.
2. El hábitat formado por *C. filiformis* altera la densidad y riqueza de especies de organismos asociadas a la epifauna y la infauna comparado con hábitats nativos como *Rhodymenia* spp. y zonas adyacentes sin macroalgas en bahía Samanco y bahía Paracas.
3. Las diferencias de la densidad, riqueza y estructura del ensamble mostradas entre *Rhodymenia* spp. y la zona sin macroalgas también debería ser considerado un impacto negativo, sin embargo, estas diferencias son cuestionables debido a que *Rhodymenia* spp. es un hábitat residente y sus procesos son parte de la dinámica de mantenimiento del ecosistema bentónico en ambas bahías.
3. Tanto en invierno como en verano, la epifauna de *C. filiformis* y área sin macroalgas está dominada por los grupos taxonómicos Tanaidaceae y Ostracoda, mientras que la infauna en *Rhodymenia* spp. y área sin macroalgas está dominada por Ostracoda.
4. La estructura del ensamble de la comunidad presenta similar distribución en cada localidad entre invierno y verano para ambos niveles infauna y epifauna.
5. El ensamble formado por *C. filiformis* muestra mayor disimilaridad que *Rhodymenia* spp. y el hábitat sin macroalgas en todas las localidades, lo que sugiere un impacto negativo del hábitat formado por *C. filiformis* en ambas bahías.

9. RECOMENDACIONES

- Realizar experimentos de exclusión/inclusión manipulando organismos de importancia comercial en zonas con presencia y ausencia de *C. filiformis*.
- Realizar experimentos manipulativos y mensurativos para determinar el efecto borde de los hábitats formados por *Caulerpa filiformis* sobre las comunidades.
- Determinar el complejo de especies clave que mantiene el hábitat formado por *C. filiformis* y hábitats autóctonos como *Rhodomenia* spp.
- Determinar el efecto de la presencia de *C. filiformis* sobre la estructura trófica de los organismos invertebrados que habitan en la infauna y epifauna.
- Plantear estudios relacionados a los cambios funcionales o de rasgos biológicos de la comunidad asociada a los hábitats formados por *C. filiformis* en distintas localidades del Perú.
- Utilizar los resultados del presente estudio como base para el diseño de un plan de monitoreo espacio temporal de las localidades donde actualmente se encuentra *C. filiformis* y zonas vulnerables donde se realiza el cultivo suspendido de la concha de abanico.
- Realizar estudios relacionados con el flujo de la materia orgánica dentro y fuera de los hábitats formados por *C. filiformis* en el Perú.

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acosta, J., y Vargas, J. (2012). Ecología y Nueva Distribución en la Costa Peruana de *Caulerpa filiformis* (Suhr.) Hering, CAULERPACEAE, CHLOROPHYTA. Informe Final de Investigación, Facultad de Oceanografía, Pesquería, Ciencias Alimentarias y Acuicultura, Universidad Federico Villareal.

Airolidi, L. (2003). The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanography and Marine Biology*. 41: 161-236.

Alcázar, J. y Mendo, J. (2008). Crecimiento y Supervivencia de juveniles de *Argopecten purpuratus* en sistemas de fondo y suspendido en la zona de Casma, Perú. *Ecología Aplicada*, 7(1,2), 71-80.

Alemán, S., Montero, P., Vera, M., Luque, C., y Ordinola, E. (2017). Monitoreo de bancos naturales de invertebrados marinos comerciales. Región Tumbes, Perú. Octubre 2014. Informe Instituto del Mar del Perú.

Anderson, M., Gorley, R., y Clarke K. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.

Belley, R., y Snelgrove, P. V. (2017). The role of infaunal functional and species diversity in short-term response of contrasting benthic communities to an experimental food pulse. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 491: 38-50.

Berrú, P., y Tresierra, A. (2007). Bahía Samanco, Chimbote, Perú: Invertebrados marinos. Bancos naturales, niveles de extracción y parámetros comunitarios. 2001-2004. Informe Instituto del Mar del Perú. 38(4): 385-389.

Boudouresque, C., Meinez, A., Ribera, M., y Ballesteros, E. (1995). Spread of the green alga *Caulerpa taxifolia* (Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean: possible consequences of a major ecological event. *Scientia Marina*, 59(1), 21-29.

Box, A. (2008). Ecología de Caulerpales: Fauna y Biomarcadores. Tesis doctoral. Programa Doctorado Ciencias Marinas (Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados) Universidad Islas Baleares, España, 355 pp.

Box, A., Martin, D. y Deudero, S. (2010). Changes in seagrass polychaete assemblages after invasion by *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Chlorophyta: Caulerpales): community structure, trophic guilds and taxonomic distinctness. *Scientia Marina*. 74(2): 317-329.

Bradley, D., Gladstone, W. y Gribben, P. (2018). Relationships between the spread of *Caulerpa filiformis* and fish communities on temperate rocky reefs. DOI: 10.1111/jfb.13664.

Bunicontro, M. P., Marcomini, S. C., y Casas, G. N. (2019). Environmental Impacts of an Alien Kelp Species (*Undaria pinnatifida*, Laminariales) Along the Patagonian Coasts. In Impacts of Invasive Species on Coastal Environments (pp. 373-396). Springer, Cham.

Campbell, M. L., Gould, B., y Hewitt, C. L. (2007). Survey evaluations to assess marine bioinvasions. *Marine Pollution Bulletin*. 55(7-9): 360-378.

Camus, P.A. (2001). Biogeografía marina de Chile continental. *Revista Chilena de Historia Natural*. 74: 587-617.

Camus, P.A. (2005). Introducción de especies en ambientes marinos chilenos: no solo exóticas, no siempre evidentes. *Revista Chilena de Historia Natural*. 78: 155-159.

- Casas, M. P., Conde, E., Domínguez, H., y Moure, A. (2019). Ecofriendly extraction of bioactive fractions from *Sargassum muticum*. *Process Biochemistry*. 79: 166-173.
- Castilla, J. C., Collins, A. G., Meyer, C. P., Guíñez, R., y Lindberg, D. R. (2002). Recent introduction of the dominant tunicate, *Pyura praeputialis* (Urochordata, Pyuridae) to Antofagasta, Chile. *Molecular Ecology*. 11(8): 1579-1584.
- Castilla, J. C., Guíñez, R., Caro, A. U., y Ortiz, V. (2004). Invasion of a rocky intertidal shore by the tunicate *Pyura praeputialis* in the Bay of Antofagasta, Chile. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(23), 8517-8524.
- Castilla, J. C., y Neill, P. E. (2009). Marine bioinvasions in the southeastern Pacific: status, ecology, economic impacts, conservation and management. In *Biological invasions in marine ecosystems* (pp. 439-457). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Ceccherelli, G. y Campo D. (2002). Different effects of *Caulerpa racemosa* on two co-occurring seagrasses in the Mediterranean. *Botanica Marina*. 45: 71-76.
- Cevik, C., Cavas, L., Mavruk, S. Derici, O. y Cevik, F. (2012). Macrobenthic assemblages of newly introduced *Caulerpa taxifolia* from the Eastern Mediterranean coast of Turkey. *Biological Invasions*. 14: 499-501.
- Cummings, D., y Williamson, E. (2008). The role of herbivory and fouling on the invasive green alga *Caulerpa filiformis* in temperate Australian waters. *Marine and Freshwater Research*. 59(4): 279-290.
- Cvitkovic, I., Despalatovic, M., Žuljevic, A., Matijevic, S., Bogner, D., Lušić, J., y Travizi, A. (2017). Structure of epibiontic and sediment meiofauna in the area invaded by invasive alga *Caulerpa taxifolia*. *Marine Biology*. 164: 4.

- Davis, A. R; Benkendorff, K; y Ward, DW. (2005). Responses of common SE Australian herbivores to three suspected invasive *Caulerpa* spp. *Marine Biology*. 146(5): 859-868.
- Dean, W. (1974). Determination of Carbonate and Organic matter in calcareous sediments and rocks by loss on ignition: Comparison the others methods. In: *Jour. Sed. Petrology* 44 (1): 242-248.
- Denley, D. (2018). Population dynamics and persistence of an invasive species in kelp bed ecosystems in the northwest Atlantic Ocean. PhD Thesis. Universidad de Dalhousie.
- Deudero, S., Box, A., Alós, J., Arroyo, N., y Marba, N. (2011). Funcional Changes due to invasive species: Food web shifts at shallow *Posidonia oceanica* seagrass beds colonized by the alien macroalga *Caulerpa racemosa*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 93: 106-116.
- Dunton, K. H., Schonberg, S. V., Harris, C. M., Bonsell, C., Iken, K., Bluhm, B. y Edenfield, L. (2016). Trophic relationships and infaunal community structure of the Beaufort Sea Shelf. In American Geophysical Union, Ocean Sciences Meeting 2016, abstract# HE44C-1521.
- Eggleston, D., Elis, W., Etherington, L., Dahlgren, C., y Posey, M. (1999). Organism responses to hábitat fragmentation and diversity: Habitat colonization by estuarine macrofauna. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 236: 107-132.
- Farro, P., y César, J. (2014). Distribución de las macroalgas y su potencialidad en la Bahía de Tortugas (Casma, Perú), entre noviembre 2011-febrero 2012.
- Fuentes, K. y Brante, A. (2014). Megadisturbances and ecological recovery in the intertidal zone: the role of interspecific competition between bioengineer mussel species. *Marine Ecology Progress Series*. 515: 161-172.

- Gagnon, K., McKindsey, C. W., y Johnson, L. E. (2015). Roles of dispersal mode, recipient environment and disturbance in the secondary spread of the invasive seaweed *Codium fragile*. *Biological invasions*. 17(4): 1123-1136.
- Gallucci, F., Hutchings, P., Gribben, P. y Fonseca, G. (2012) Habitat alteration and community-level effects of an invasive ecosystem engineer: a case study along the coast of NSW, Australia. *Marine Ecology Progress Series*. 449:95–108.
- García, V., Huerto, M., Cervantes, C., León, J. y Córdova, N. (2013). Caracterización ambiental y potencial pesquero 2004 – 2011: bahía de Samanco, Chimbote, Perú. Informe. Instituto del Mar del Perú, 40(1-2), 8-30.
- Gennaro, P. y Piazzzi, L. (2014). The indirect role of nutrients in enhancing the invasion of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea*. *Biological Invasions*. 16(8): 1709-1717.
- Gestoso, I., Olabarria, C., y Troncoso, J. S. (2012). Effects of macroalgal identity on epifaunal assemblages: native species versus the invasive species *Sargassum muticum*. *Helgoland marine research*. 66(2): 159.
- Glasby, T.M., Gibson, P.T., y Kay, S. (2005). Tolerance of the invasive alga *Caulerpa taxifolia* to burial by sediment. *Aquatic Botany*. 71–81.
- Glasby, T., Gibson, P., West, G., Davies, P., y Voerman, S. (2015). Range and habitat associations of the native macroalga *Caulerpa filiformis* in New South Wales, Australia. *Marine and Freshwater Research*. 66(11): 1018-1026.
- González, J., Ortiz, M., Rodríguez-Zaragoza, F., y Ulanowicz, R. E. (2016). Assessment of long-term changes of ecosystem indexes in Tongoy Bay (SE Pacific coast): based on trophic network analysis. *Ecological indicators*. 69: 390-399.

Graham, M. (2004). Effects of local deforestation on the diversity and structure of southern California giant kelp forest food webs. *Ecosystems*. 7(4): 341-357.

Hendricks, I.E., Bouma, T.J., Morris, E.P. y Duarte, C.M. (2010) Effects of seagrasses and algae of the *Caulerpa* family on hydrodynamics and particle—trapping rates. *Marine Biology*. 157:473–481

Hunt, R. M. G. (2010). Auge y crisis: la pesquería de la concha de abanico (*Argopecten purpuratus*) en la región Pisco-Paracas, costa sur del Perú. *Espacio y Desarrollo*. 22: 25-51.

Instituto del Mar del Perú. (2005). Biodiversidad marina en las bahías: el Ferrol, Samanco, Coishco y puerto Santa. Recuperado en: <http://www.imarpe.pe/imarpe/>

Instituto del Mar del Perú. (2009). Estudio de línea base en el ambito marino de bahía de Samanco 13-24 diciembre del 2008 - Informe Final. Chimbote, Perú, 96 p.

Ingram, R. (1971). Sieve Analysis. In: *Procedures in Sedimentary Petrology*. Eds. Carver R.E., de. Cap.3. p49-67. New York.

Jones, C. G., Lawton, J. H., y Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*. 69: 373–386.

Jones, C. G., Lawton, J. H., y Shachak, M. (1997). Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78(7), 1946-1957.

Jones, E., y Thornber, C. S. (2010). Effects of habitat-modifying invasive macroalgae on epiphytic algal communities. *Marine Ecology Progress Series*. 400: 87-100.

- Khou, M., Paul, N. A., Wright, J. T., y Steinberg, P. D. (2007). Intrinsic factors influence the attachment of fragments of the green alga *Caulerpa filiformis*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*: 352(2): 331-342.
- Kluger, L. C., Taylor, M. H., Rivera, E. B., Silva, E. T., y Wolff, M. (2016). Assessing the ecosystem impact of scallop bottom culture through a community analysis and trophic modelling approach. *Marine Ecology Progress Series*. 547: 121-135.
- Lanham, B. S., Gribben, P. E., y Poore, A. G. (2015). Beyond the border: Effects of an expanding algal habitat on the fauna of neighbouring habitats. *Marine environmental research*. 106: 10-18.
- Levi, F. y Francour, P. (2004). Behavioural response of *Mullus surmuletus* to habitat modification by the invasive macroalga *Caulerpa taxifolia*. *Journal of Fish Biology*. 64:55–64.
- López-Jamar, E., Iglesias, J., y Otero, J. J. (1984). Contribution of infauna and mussel-raft epifauna to demersal fish diets. *Marine Ecology Progress Series*. *Oldendorf*, 15(1), 13-18.
- Maidanou, M., Koulouri, P., Arvanitidis, C., Koutsoubas, D., y Dounas, C. (2017). Macrobenthic assemblage structure associated with a *Caulerpa prolifera* meadow in the eastern Mediterranean Sea (Elounda Bay, Crete Island). *Regional Studies in Marine Science*. 14: 1-14.
- Maldonado, M. (1988). Condiciones físico-químicas y corrientes de la bahía Paracas, Perú, durante dos días de noviembre de 1996. En: *Recursos y Dinámica del Ecosistema del Afloramiento Peruano*. Salzwedel H., Landa A. (ed.). 35-45.

Mateu-Vicens, G., Box, A., Deudero, S., y Rodríguez, B. (2010). Comparative analysis of epiphytic foraminifera in sediments colonized by seagrass *Posidonia oceanica* and invasive macroalgae *Caulerpa* spp. *The Journal of Foraminiferal Research*. 40(2): 134-147.

Mendo J., Wolff M., Carbajal W., González I. y Badjeck M. (2008). Manejo y explotación de los principales bancos naturales de concha de abanico *Argopecten purpuratus* en la costa peruana. En A. Lovatelli, A. Farias e I. Uriarte (eds.). *Estado Actual del Cultivo y Manejo de Moluscos Bivalvos y su Proyección Futura: factores que afectan su sustentabilidad en América latina*. Taller Técnico Regional de la FAO. 20-24 de agosto 2007, Puerto Montt, Chile. FAO Actas de Pesca y Acuicultura. No. 12. Roma, FAO pp. 101-114

Mendo, J; Wolff, M; Mendo, T. e Ysla, L. (2016). Scallop fishery and culture in Peru. In: Sandra E. Shumway and G. Jay Parsons, editors, *Scallops*. 3rd ed. Oxford, Elsevier Science, 1089-1109.

Montecino, C., y Lunge, C. (2009). The Humboldt Current System: Ecosystem components and processes, fisheries, and sediment studies. *Progress in Oceanography*. 83: 65-79.

Occhipinti-Ambrogi, A. y Galil, B. (2010). Marine alien species as an aspect of global change. *Advances in Oceanography and Limnology*. 1: 199-218

Ortegón, I., Rosado, L., y Aguilar, A. (2015). Ocurrance of the introduced alga *Caulerpa ollivieri* Dostál, 1929 (Caulerpaceae, Chlorophyta) in: the Southern Gulf of Mexico. *Bioinvasions Records*. 4(1): 17-21.

Ortiz, M., Avendaño, M., Campos, L., y Berrios, F. (2009). Spatial and mass balanced trophic models of La Rinconada Marine Reserve (SE Pacific coast), a protected benthic ecosystem: Management strategy assessment. *Ecological Modelling*. 220(23): 3413-3423.

Pacciardi, L., De Biasi, A. M., y Piazzzi, L. (2011). Effects of *Caulerpa racemosa* invasion on soft-bottom assemblages in the Western Mediterranean Sea. *Biological invasions*. 13(12): 2677-2690.

Pariona, E. (2018). Dinámica comunitaria macrobentónica en áreas colonizadas por *Caulerpa filiformis* (Suhr) Hering (Bryopsidales, Chlorophyta) en Bahía Paracas – Perú. Universidad Agraria La Molina, Lima, Perú. 160 pp.

Pastor, R., Gonzáles, A., y Zavalaga F. (2017). Comunidades bentónicas de los ecosistemas de fondos blandos y duros en el intermareal y submareal somero. Sitio piloto Islas Ballestas. Setiembre-Octubre 2013. Boletín Instituto del Mar del Perú.

Peralta, M., Uribe, R., Flores, D. y Rubio, J. 2002. Estructura comunitaria del macrobentos del sublitoral de Bahía Independencia-Pisco. En: Memorias I Jornada Científica “Bases Ecológicas y Socioeconómicas para el Manejo de los Recursos Vivos de la Reserva Nacional de Paracas”. Jaime Mendo y Mathias Wolff (ed.). Primera edición. 55-59.

Piazzzi, L., Ceccherelli, G. y Cinelli, F. (2001). Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced green alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*. 210:149–59.

Piazzzi, L., Balata, D., Ceccherelli, G., y Cinelli, F. (2005). Interactive effect of sedimentation and *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* invasion on macroalgal

assemblages in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 64(2-3): 467-474.

Pillmann, A., Woolcott, G., Olsen, J., Stam, W. y King, R. (1997). Inter- and intraspecific genetic variation in *Caulerpa* (Chlorophyta) based on nuclear rDNA ITS sequences (En null). *European Journal of Phycology*. 32(4): 379-386.

Prada, A.B., y Bernasconi, E. (2019). Study of marsh foraminifera from the coastal plain of Buenos Aires (Argentina) and its ecological implications. *Zootaxa*. 4560(3): 522-540.

Ramírez, P., De la Cruz, J., Castro, J., y Barriga, E. (2015). Biodiversidad marina en la isla Lobos de Tierra, Perú. 2011. Informe Instituto del Mar del Perú - IMARPE. 42 (1).

Reiss, H., Degraer, S., Duineveld, G. C., Kröncke, I., Aldridge, J., Craeymeersch, J. A., y Pohlmann, T. (2009). Spatial patterns of infauna, epifauna, and demersal fish communities in the North Sea. *ICES Journal of Marine Science*. 67(2): 278-293.

Ricciardi, A. (2007). Are modern biological invasions an unprecedented form of global change?. *Conservation biology*. 21(2): 329-336.

Rilov, G. y Crooks, J. A. (2009). Biological invasions in marine ecosystems. *Ecological studies*. 204, 353.

Roth-Schulze, Alexandra J., Torsten Thomas, Peter Steinberg, Marty R. Deveney, Jason E. Tanner, Kathryn H. Wiltshire, Stephanie Papantoniou, John W. Runcie, y C. Frederico D. Gurgel. (2018). The effects of warming and ocean acidification on growth, photosynthesis, and bacterial communities for the marine invasive macroalga *Caulerpa taxifolia*. *Limnology and Oceanography*. 63(1): 459-471.

- Ruiz, G.M., Carlton, J.T., Grosholz, E.D. y Hines, A.H. (1997) Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. *American Zoology*. 37: 621- 632
- Sánchez, J., García, I., y García, C. (2007). Effects of temporal variation of the seaweed *Caulerpa prolifera* cover on the associated crustacean community. *Marine Ecology*. 28: 324-337.
- Sánchez, I. y Fernández, C. (2005). Impact of the invasive seaweed *Sargassum muticum* (Phaeophyta) on an intertidal macroalgal assemblage. *Journal of Phycology*. 41:923–30.
- Schiel, D. y Foster, M. (2006). The population biology of large brown seaweeds: ecological consequences of multiphase life histories in dynamic coastal environments. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 343–372.
- Scrosati, R., (2001). Population dynamics of *Caulerpa sertularioides* (Chlorophyta: Bryopsidales) from Baja California, Mexico, during El Nino and La Nina years. *Journal of Marine Biological Association U.K.* 81(5): 721-726.
- Seitz, R. D., y Ewers Lewis, C. J. (2018). Loss of seagrass results in changes to benthic infaunal community structure and decreased secondary production. *Bulletin of Marine Science*. 94(4): 1273-1292.
- Sepúlveda, R. D., Rozbaczylo, N., Ibáñez, C. M., Flores, M., y Cancino, J. M. (2015). Ascidian-associated polychaetes: ecological implications of aggregation size and tube-building chaetopterids on assemblage structure in the Southeastern Pacific Ocean. *Marine Biodiversity*. 45(4): 733-741.

- Stachowicz, J., Terwin J.R, Whitlatch, R.B. y Osman, R. Linking climate change and biological invasions: Ocean warming facilitates nonindigenous species invasions W. (2002).. Proceedings of the National Academy of Sciences. 99: 15497-15500.
- Sun, H., Li, D., Jiang, D., Dong, X., Yu, C., y Qi, H. (2019). Protective polysaccharide extracts from sporophyll of *Undaria pinnatifida* to improve cookie quality. Journal of Food Measurement and Characterization. 13(1): 764-774.
- Teagle, H., Moore, P.J., Jenkins, H. y Smale, D.A. (2018). Spatial variability in the diversity and structure of faunal assemblages associated with kelp holdfasts (*Laminaria hyperborea*) in the northeast Atlantic. PloS one, 13(7), e0200411.
- Uribe R., Rubio J., Carbajal P. y Berrú P. (2014). Invertebrados marinos bentónicos del litoral de la Región Áncash, Perú. Boletín Instituto del Mar del Perú.
- Velazco, F., y Solís, J. (2000). Estudio sedimentológico de la bahía de Paracas. Informe Progresivo Instituto del Mar del Perú. 133: 3-22.
- Velazco, F., Solís, J. y Calderón, I. (2017). Morfología y sedimentos superficiales del fondo marino de las islas Ballestas y Chincha. marzo 2015. Informe Instituto del Mar Perú. 44(2): 284-296.
- Villaseñor-Parada, C., Pauchard, A., Ramírez, M. E., y Macaya, E. C. (2018). Macroalgas exóticas en la costa de Chile: patrones espaciales y temporales en el proceso de invasión. Latin American journal of aquatic research. 46(1): 147-165.
- Voerman, S. E. (2015). The spread of the native macroalga *Caulerpa filiformis*. PhD Thesis. University of Technology Sydney, Australia. 246 pp.

- Voerman, S. E., Glasby, T. M., Gladstone y W., Gribben, P. E. (2017). Habitat associations of an expanding native alga. *Marine environmental research*. 131: 205-214.
- Wallentinus, I., y Nyberg, C. D. (2007). Introduced marine organisms as habitat modifiers. *Marine pollution bulletin*. 55(7-9): 323-332.
- Williams, S. L., y Smith, J. E. (2007). A global review of the distribution, taxonomy, and impacts of introduced seaweeds. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 38: 327-359.
- Wolff, M. (1987). Population dynamics of the Peruvian scallop *Argopecten purpuratus* during the El Niño phenomenon of 1983. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 44(10): 1684-1691.
- Zhang, D., Glasby, T.M., Ralph, P.J. y Gribben, P.E. (2014) Mechanisms Influencing the Spread of a Native Marine Alga. *PLoS ONE*. 9(4): e94647.

ANEXOS

ANEXO 1. Resultados del análisis de la materia orgánica y granulometría del sedimento en cada hábitat y sitio. R=*Rhodymenia* spp., C=*Caulerpa filiformis*, D=sin macroalgas

Estación	Sitio	Hábitat	Materia orgánica (%)	Peso(g) de sedimento	Grava (%)		Arena muy gruesa	Arena (%)			Limo (%)
					Guijarro	Gránulos		Arena gruesa	Arena media	Arena fina	
Invierno	La Bocana	R	1,43	198,89	1,66	23,97	34,91	24,12	8,31	6,89	0,13
Invierno	La Bocana	D	0,88	114,28	0,43	7,74	13,19	35,06	31,78	11,74	0,06
Invierno	La Bocana	C	1,36	122,08	6,41	11,03	19,54	23,11	19,21	20,13	0,57
Invierno	El Polvorin	R	1,42	90,85	3,14	14,51	33,70	32,64	11,53	4,34	0,14
Invierno	El Polvorin	D	1,12	101,28	19,62	33,84	25,74	6,50	2,96	11,31	0,03
Invierno	El Polvorin	C	0,38	120,50	9,22	34,23	24,76	11,57	9,18	10,99	0,06
Invierno	Atenas	R	1,63	43,04	10,93	23,60	47,16	11,78	3,34	3,10	0,10
Invierno	Atenas	D	1,30	73,81	6,46	32,52	20,31	9,81	5,59	24,74	0,57
Invierno	Atenas	C	1,61	238,43	0,00	0,00	0,04	0,18	0,54	95,78	3,46
Invierno	Sto Domingo	D	0,35	66,76	0,17	4,99	17,30	22,21	29,77	24,85	0,72
Invierno	Sto Domingo	C	0,53	69,74	1,00	4,71	16,05	30,95	25,05	21,90	0,34
Verano	La Bocana	R	0,97	148,35	0,00	0,00	0,09	0,61	1,27	94,20	3,83
Verano	La Bocana	C	1,89	254,61	0,00	0,00	0,06	0,11	0,47	98,73	0,62
Verano	La Bocana	D	1,57	190,31	0,00	0,00	0,02	0,23	4,27	91,53	3,94
Verano	El Polvorin	R	2,83	98,05	0,16	11,23	28,06	39,50	8,93	11,64	0,47
Verano	El Polvorin	D	1,18	138,29	0,00	0,00	0,17	0,68	1,96	96,68	0,51
Verano	El Polvorin	C	1,42	55,81	3,98	30,31	26,05	21,91	13,50	4,22	0,04
Verano	Atenas	R	1,58	57,16	0,96	25,89	15,12	22,50	11,57	22,79	1,17
Verano	Atenas	D	1,02	109,43	1,04	17,31	23,66	12,35	17,57	27,53	0,54
Verano	Atenas	C	1,32	437,61	0,00	0,68	0,47	0,79	2,11	95,71	0,24
Verano	Sto Domingo	D	0,36	156,25	0,00	1,65	1,50	4,33	4,26	87,88	0,38
Verano	Sto Domingo	C	0,44	148,35	0,00	0,00	0,09	0,61	1,27	94,20	3,83

ANEXO 2. Algunas especies de invertebrados registrados en el presente estudio.



Corambe sp. - Bahía Samanco



Caecum chilense – Bahía Samanco



Cyclocardia cf. *spurca* - Bahía Samanco



Platynereis sp. - Bahía Paracas



Maldanidae - Bahía Paracas



Malvinasia molinae - Bahía Paracas



Nassarius dentifer - Bahía Paracas



Mitrella buccinoides - Bahía Paracas



Caecidae - Bahía Samanco



Petricola olssoni - Bahía Paracas



Pectinaria sp - Bahía Samanco



Corophiidae - Bahía Samanco



Photidae- Paracas



Photidae 2- Samanco

ANEXO 3. Riqueza de grupos taxonómicos de la epifauna, durante invierno, Bahía Paracas.

Localidad	Atenas									Sto Domingo					
Hábitat/réplica	C			D			R			C			D		
Grupo taxonómico	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Amphipoda	6	5	2	5		2	1	2	4	4	4	3	4	6	3
Annelida	2	4		5	11	5	2	1	4	2	9				
Bivalvia			1	1					1	1	2	2			2
Brachiopoda												1			
Caridea															
Chordata															
Cirripedia			1					2							
Cnidaria	1	1	1	1			1	1	1	1	1	1			
Copepoda															
Cumacea													1		1
Decapoda		1	1				2	2	2	3	2	3			
Echinoidea															
Gasteropoda	2	3	4	2			3	5	4	2	3	4		2	
Hemichordata															
Holothuroidea															
Isopoda															
Nematoda	1							1		1	1	1	1	3	1
Nemertea					1					1	1				
Ophiuroidea								1							
Ostracoda	1		1	1		1					1				
Platyhelminthes					1						1	1			
Sipuncula															
Tanaidacea	1	1		1		1				1	1		1		
Tricladia sp.															

ANEXO 4. Riqueza de grupos taxonómicos de la epifauna, durante verano, Bahía Paracas.

Localidad	Atenas									Sto Domingo					
Hábitat/réplica	C			D			R			C			D		
Grupo taxonómico	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Amphipoda	5	5	5	2	6	1	3	5	5			1	4	4	2
Annelida	3	3	1	3	7	3	2	6		2		1	7	1	6
Bivalvia				1	1					2			4	2	2
Brachiopoda							1		1						
Caridea		1													
Chordata															
Cirripedia	1							1							
Cnidaria	1		1	1	2		1	1	1						
Copepoda												1			
Cumacea													1	1	1
Decapoda	1	2					2	2	2				1	1	
Echinoidea															
Gasteropoda	4	1	1	1	2		1	3	2				3	2	2
Hemichordata															
Holothuroidea															
Isopoda															
Nematoda			1		1	1		1	1				1	1	
Nemertea	1		1		1							1			
Ophiuroidea															
Ostracoda	1		1	1	1			1	1			1	1	1	1
Platyhelminthes	1							1					2	1	1
Sipuncula															
Tanaidacea	1	1	1	1	1				1	1	1	2	1	1	1
Tricladia sp.									1						

ANEXO 5. Riqueza de grupos taxonómicos de la infauna, durante invierno, Bahía Paracas.

Localidad	Atenas									Sto Domingo					
Hábitat/réplica	C			D			R			C			D		
Grupo taxonómico	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Amphipoda	3		6	3	1	2				2	2	1	4	1	1
Annelida	1	3		2		3	1	3	2	4	2	2	3	1	2
Bivalvia											1			1	
Chordata															
Cirripedia	1						1				1				
Cnidaria						1		1							
Copepoda															
Decapoda						1		2							
Gasteropoda	1	2			3			1							
Hemichordata															
Nematoda				1	1		1	1	1		1	1	2	1	
Nemertea									1						
Ophiuroidea															
Ostracoda	1	1	1	1	1										
Platyhelminthes															
Tanaidacea	1	1	1	1	1								2		

ANEXO 6. Riqueza de grupos taxonómicos de la infauna, durante verano, Bahía Paracas.

Localidad		Atenas									Sto Domingo					
Hábitat/réplica		C			D			R			C			D		
Grupo taxonómico		1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Amphipoda		3	1	3	2	1		1	2	2	1		1	2	2	1
Annelida		1	2		3		1	5	3	4				3	2	4
Bivalvia											1	1		1	1	1
Chordata																
Cirripedia				1												
Cnidaria								1						1		
Copepoda											1		1			
Decapoda																
Gasteropoda			1			1									1	
Hemichordata																
Nematoda		1			1	1		1	1	1				1	1	
Nemertea											1		1			
Ophiuroidea				1												
Ostracoda		1			1	1					1		1	1	1	1
Platyhelminthes																
Tanaidacea		1		1	1	1					1	1	1	1	1	1

ANEXO 7. Riqueza de grupos taxonómicos de la epifauna, durante invierno, Bahía Samanco.

Localidad	El Polvorín									La Bocana								
Hábitat/réplica	C			D			R			C			D			R		
Grupo taxonómico	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Amphipoda	1	3	6	2	1	1	2	3	5	9	8	7		1	3	5	5	6
Annelida	9	4	1		1	2	18	8	2			6	2	8		9	2	7
Bivalvia	3	5	6			1	1	6	9	2	2	1	2		3	2	2	2
Brachiopoda																		
Caridea		1	1															
Chordata								1	1				1	1	1			
Cirripedia							1	1										
Cnidaria	1			1	1													1
Copepoda							1											
Cumacea																		
Decapoda		1	3	1	1		2	2	3	2	2	2			2	2	5	3
Echinoidea																	1	
Gasteropoda	4	4	6	2	3	2	6	9	12	9	3	4	5	3	8	4	8	11
Hemichordata																		
Holothuroidea																1	1	1
Isopoda												1						
Nematoda	1	1			1		2	1	1	1		1			1			1
Nemertea	1	1					1	1	1							1		
Ophiuroidea									1									1
Ostracoda	1		1		1	1	1	1	1	1	1	1		1	1			1
Platyhelminthes								1	1									
Sipuncula	1	1																
Tanaidacea	1	1	1			1	1	1	1	1		1	1	1	1	1		1

ANEXO 8. Riqueza de grupos taxonómicos de la epifauna, durante verano, Bahía Samanco.

Localidad				El Polvorín						La Bocana											
Hábitat/réplica				C			D			R			C			D			R		
Grupo taxonómico	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3			
Amphipoda		4	3	2	2	1	3	3	3	2	3	4	3	6		3	1	1			
Annelida	5		1				3		4	5	6	10	3		2	7	3	3			
Bivalvia		3			1		2	2	2	2	3	4		1		3	1	5			
Caridea		1	1																		
Chordata				1		1								1			1				
Cirripedia								1													
Cnidaria					1	1		1							1						
Copepoda																					
Decapoda	1	1	1	1		1	2	1	1	3	5	6			1	3	3	2			
Echinoidea																					
Gasteropoda		2	4	1	1	3	5	4	4	4	5	5	1	2	3	5	3	9			
Hemichordata																1					
Holothuroidea																					
Isopoda																					
Nematoda		1														1		1			
Nemertea	1	1					1	1	1												
Ophiuroidea		1					1														
Ostracoda		1		1	1				1	1	1	1	1	1		1					
Platyhelminthes																					
Tanaidacea		1					1	1		1	1	1				1	1				

ANEXO 9. Riqueza de grupos taxonómicos de la infauna, durante invierno, Bahía Samanco.

Localidad				El Polvorín						La Bocana								
Hábitat/réplica		C		D			R			C			D			R		
Grupo taxonómico	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Amphipoda		4	1	2	1	1	1		1	2	1	1		1		1		2
Annelida	17	3	16			1	1	1	1	1	10	3	2	15			7	7
Bivalvia		6		1	1	2			3	2	3	2	1			4	1	2
Chordata														1	1			
Decapoda	1	2	1			1	1	1	2	2	1	2		1		1	1	1
Gasteropoda	2	6	2	3	3	3	3	1	1	1	2	2		1		9		5
Hemichordata	1		2															
Nematoda	1	1	2	1	1	1	1		1	1	1	1				1	1	1
Nemertea		1	1				1				1			2	1		1	
Ophiuroidea											1							
Ostracoda	1				1	1			1	1	1	1		1	1	1		
Platyhelminthes	1													1				
Tanaidacea		1								1	1	1			1			

ANEXO 10. Riqueza de grupos taxonómicos de la infauna, durante verano, Bahía Samanco.

Localidad	El Polvorín									La Bocana								
Hábitat/réplica	C			D			R			C			D			R		
Grupo taxonómico	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Amphipoda			1	2					1	5		6			3	2	2	3
Annelida	8	5	5	2	1	8	9	10	3	7	9	2	6	9	4	4	4	5
Bivalvia										4		1				1		1
Chordata				1												1		
Decapoda	1		2				1	1	1	3	1	1			1	2	1	1
Gasteropoda	2						1	1	3	3	1	3			1	2	1	3
Hemichordata	2		1						1									
Nematoda			1	1		1			1	1	1					1		1
Nemertea					1	1			1								1	
Ostracoda			1	1						1		1			1			
Tanaidacea										1		1				1		1